

Resipientundersøkelse av Storavatn og Selsvatn, Bømlo i Hordaland



Gunnar Bekke Lehmann
og
Geir Helge Johnsen

Rådgivende Biologer AS
INSTITUTT FOR MILJØFORSKNING

Rapport nr. 78, desember 1992.



Rådgivende Biologer AS

INSTITUTT FOR MILJØFORSKNING

RAPPORTENS TITTEL:

Resipientundersøkelse av Storavatn og Selsvatn, Bømlo i Hordaland.

FORFATTERE:

Cand. scient. Gunnar B. Lehmann

og

Dr. philos. Geir Helge Johnsen

ANALYSER OG TJENESTER:

VANNKJEMISK OG BAKTERIOLOGISK ANALYSE: Ytre Sunnhordland Næringsmiddeltilsyn

METALLANALYSE: Hordaland Fylkeslaboratorium

KVIKKSØLVANALYSE: Fiskeridirektoratets Ernæringsinstitutt.

OPPDRAGSGIVER:

Bømlo kommune, 5430 BREMNES

OPPDRAGET GITT:

Mars 1992

ARBEIDET UTFØRT:

Mai - desember 1992

RAPPORTDATO:

30 desember 1992

RAPPORT NR:

79

ANTALL SIDER:

49

ISBN NR:

ISBN 82-7658-010-6

SAMMENDRAG:

Etter oppdrag fra Bømlo kommune er belastning og tilstand for vannkjemi og fiskebestander undersøkt fra mai til oktober 1992 i Storavatn og Selsvatn.

Storavatn er sterkt belastet av tilførsler fra landbruk og husholdningskloakker. Dette gir økt algevekst og høyt oksygenforbruk i bunnvannet. Tettheten i aurebestanden er moderat til lav, men auren holder god kvalitet og har indirekte god algebegrensende effekt i systemet. Tilførsler fra landbruk og husholdninger bør begrenses gjennom gjødslingskontroll, reduserte utslipp og videre kloakksanering. Fosforilførslene bør reduseres fra 741 til 115 kg P pr. år. Aurebestandens størrelse bør stabiliseres rundt nåværende nivå, og gyteområder for auren bør sikres.

Selsvatn er mindre belastet enn Storavatn. Dette vises ved lavere algevekst og lavere oksygenforbruk i bunnvannet. Tilførsler, særlig fra landbruket, bør begrenses på samme måte som i Storavatn. Husholdningskloakker er i Selsvatn et mindre problem. Fosfortilførslene bør reduseres fra 236 til 115 kg P/år. Tettheten i aurebestanden er moderat, men potensielt god gytebekk er sterkt forurenset av landbrukstilførsler.

EMNEORD:

Resipientvurdering, Eutrofiering, Innsjøøkosystemanalyse.

SUBJECT ITEMS:

Resipient evaluation, Eutrophication, Lake ecosystem analysis.

Bredsgården, Bryggen, N-5003 Bergen

Telefon: 05 - 31 02 78

Telefax: 05 - 31 62 75



FORORD

Rådgivende Biologer as. har etter oppdrag fra Bømlo kommune, v/ miljøvernleder Liv Janne Kvåle, utført en resipientvurdering av Storavatn og Selsvatn, begge i Bømlo kommune. Undersøkelse av aurebestandene i innsjøene har også inngått i arbeidet. Oppdraget ble gitt i mars 1992. Vurderingene baserer seg på data fra fire innsamlinger av prøver i perioden fra mai til oktober 1992.

Bakgrunnen for oppdraget er at Bømlo kommune har vedtatt et miljø- og naturressursprogram, der det er prioritert en del satsningsområder innen miljøvern. I den forbindelse har det vært fokusert på Storavatn og Selsvatn. Disse har tradisjonelt vært gode fiskevann, og har vært benyttet til bading. I de senere år har det imidlertid forekommet oppblomstringer av blågrønnalgen *Anabaena flossaqu* i begge innsjøene. Det drives betydelig landbruksaktivitet i innsjøenes nedslagsfelt, samtidig som det er bebyggelse i områdene. En kloakksanering rundt Storavatn ble iverksatt for drøyt ti år siden. Samtidig har også hovedgytebekkene til auren i Storavatn blitt lagt i rør, hvoretter fylkesmannen har pålagt fiskeutsettinger.

Målsettingen med undersøkelsene er å gi en vurdering av følgende forhold:

- 1) Nedslagsfeltet.
- 2) SFTs system for vurdering av TILSTANDEN i innsjøen sammen med FORURENSINGSGRAD
- 3) SFTs vurdering av EGNETHET for aktuelle bruksområder
- 4) Vollenweiders vurderingssystem for BELASTNINGSGRAD i forhold til innsjøenes toleransegrenser
- 5) Rådgivende Biologers system for biologisk vurdering av BALANSE i økosystemet, og dets evne til å takle belastning.
- 6) Vurdering av fiskeutsettingene og fiskebestandenes tilstand.
- 7) Rådgivende Biologers system for beregning av REELT OKSYGENFORBRUK i innsjøen, samt SFTs vurdering av KJEMISK OKSYGENFORBRUK.
- 8) Vurdering av METALLINNHOLD i sediment og fisk.
- 9) UTVIKLINGSTENDENSER i forhold til tidligere undersøkelser.
- 10) Skissering av eventuelle TILTAK og forslag til videre arbeider.

I denne undersøkelsen er biologiske og vannkjemiske forhold fulgt i den periode av året der innsjøene har sin mest produktive fase. Dette vil gi et godt grunnlag for oppfølgende undersøkelser. Noen av de målte parametrene fra denne undersøkelsen er sammenlignet med resultater fra VANNDA-prosjektets arbeider i Storavatn i 1990. To av feltøktene, i mai og i august, ble gjennomført av Rådgivende Biologer as., mens de to øvrige, juni og oktober, ble utført av Bømlo kommunes egne folk etter veiledning fra Rådgivende Biologer as. Miljøvernleder Liv Janne Kvåle og Tor Audun Larsen har stått for denne delen av prøvetakingen, som ble utført som egeninnsats fra Bømlo kommune.

Medarbeidere i prosjektet har vært: Steinar Kålås (felt- og laboratorieassistanse), Cand. scient. Jorun Karin Egge (algeplanktonanalyse), Randi Lund (bearbeidelse av dyreplankton og mageprøver), Cand.real. Anders Hobæk/NIVA-vestlandsavd (artsbestemmelse av dyreplankton).

Rådgivende Biologer vil få takke de samarbeidende parter for innsatsen, og vil få rette en spesiell takk til miljøvernleder Liv Janne Kvåle for god kommunikasjon, innsats i felt og problemfri gjennomføring av prosjektet. Tor Audun Larsen og Leif Selle takkes for innsatsen ved prøvetaking og garnfiske i innsjøene. Rådgivende Biologer as. takker Bømlo kommune for oppdraget.



INNHALDSFORTEGNELSE

SAMMENDRAG	6
STORAVATN	9
Lokalitetsbeskrivelse	9
Tilstandsbeskrivelse	12
Bakteriologisk status	12
Temperatur	13
Oksygen	14
Kjemisk oksygenforbruk	14
Surhet	14
Næringssalter	15
Siktedyp	15
Metaller	15
Alger	16
Dyreplankton	17
Fisk	18
Vurdering og konklusjoner	20
Sanitærbakteriologisk tilstand	20
Næringsrikhet	20
Organisk belastning	21
Metaller	21
Økosystembalanse	22
Egnethetsvurdering	23
Anbefalinger og tiltak	23
SELSVATN	26
Lokalitetsbeskrivelse	26
Tilstandsbeskrivelse	29
Bakteriologisk status	29
Temperatur	30
Oksygen	30
Kjemisk oksygenforbruk	31
Surhet	31
Næringssalter	31
Siktedyp	31
Metaller	32
Alger	32
Dyreplankton	33
Fisk	34
Vurdering og konklusjoner	36
Sanitærbakteriologisk tilstand	36
Næringsrikhet	37
Organisk belastning	37
Metaller	37
Økosystembalanse	38
Egnethetsvurdering	38
Anbefalinger og tiltak	39
DE ENKELTE PARAMETRENE	40
VURDERINGSSYSTEM BENYTTET	42
HENVISNINGER	46
VEDLEGG	48



LISTE OVER FIGURER

))

1: Dybdekart over Storavatn	10
2: Vollenweider-diagram for Storavatn	12
3: Temperaturprofiler for Storavatn	13
4: Oksygenprofiler for Storavatn	14
5: Siktedyp målt med Secchi-skive i Storavatn,	15
6: Algetyper og -mengder i Storavatn,	16
7: Lengdefordeling for 8 aure, fanget med garn i Storavatn	18
8: Årlig tilvekst for aure fra Storavatn,	18
9: Fordeling av næringsdyr funnet i mageprøver fra 8 aure fanget med garn i Storavatn	19
10: Lengdefordeling for 40 ungfisk av aure, fanget i gytebekk til Storavatn	20
11: Dybdekart over Selsvatn	27
12: Vollenweider-diagram for Selsvatn	29
13: Temperaturprofiler for Selsvatn	30
14: Oksygenprofiler for Selsvatn,	30
15: Siktedyp målt med Secchi-skive i Selsvatn,	32
16: Algetyper og -mengder i Selsvatn	33
17: Lengdefordeling for 27 aure, fanget med garn i Selsvatn	35
18: Årlig tilvekst for aure fra Selsvatn,	35
19: Fordeling av næringsdyr funnet i mageprøver fra 20 aure fanget med garn i Selsvatn	36

))

LISTE OVER TABELLER

))

1: Morfometriske data for Storavatn.	11
2: Oversikt over tilførsler av fosfor til Storavatn	11
3: Bakteriologi- og vannkjemidata for Storavatn	13
4: Metallkonsentrasjoner i overflatesedimentet i Storavatn	16
5: Dyreplanktontyper og -mengder i Storavatn,	17
6: Forslag til reduksjoner i fosfortilførsler til Storavatn.	23
7: Morfometriske data for Selsvatn.	26
8: Oversikt over tilførsler av fosfor til Selsvatn.	28
9: Bakteriologi- og vannkjemidata for Selsvatn,	29
10: Metallkonsentrasjoner i overflatesedimentet i Selsvatn	32
11: Dyreplanktontyper og -mengder i Selsvatn,	34
12: Alger fra Selsvatn,	48
13: Alger fra Storavatn	49

))



SAMMENDRAG

Rådgivende Biologer as har etter oppdrag fra Bømlo kommune, rådmannskontoret, utført en resipientvurdering av Storavatn og Selsvatn, begge i Bømlo kommune. Undersøkelse av aurebestandene i innsjøene har også inngått i arbeidet. Oppdraget ble gitt i mars 1992. Bakgrunnen for oppdraget er at Bømlo kommune har vedtatt et miljø- og naturressursprogram, der det er prioritert en del satsningsområder innen miljøvern. I den forbindelse har det vært et ønske fra kommunen å undersøke Storavatn og Selsvatn. Særlig Storavatn har vært en belastet innsjø, men kloakksaneringer er nå gjennomført i nedslagsfeltet, for å bedre forholdene.

De to innsjøene ble begge undersøkt for de samme parametre fire ganger i løpet av undersøkelsesperioden: 12. mai, 24. juni, 19. august og 6. oktober 1992. På alle prøvetakingsdatoer ble det samlet inn dyreplankton og tatt vannprøver for analyser av vannkjemi, bakteriologi og alger. Siktedyp og vannfarge ble også registrert. I mai og august ble det målt oksygen- og temperaturprofiler i innsjøene. I tillegg ble det gjennomført et prøvegarnfiske etter aure i begge innsjøer i august, og på denne datoen ble også aurens gytebekker undersøkt ved avfisking med elektrisk fiskeapparat. Fiskeundersøkelsene ble gjort for å vurdere bestandene, og for å vurdere pålagte fiskeutsettinger i Storavatn. Det ble tatt opp prøver av bunnsediment fra innsjøene for å undersøke metallinnhold. I oktober ble det tatt en ekstra vannprøve i en tilløpsbekk til Selsvatn, for å dokumentere observerte forurensingstilførsler.

Prøvetaking i mai og august ble utført av Rådgivende Biologer as, mens de noe mindre omfattende feltøktene i juni og oktober ble gjennomført av Bømlo kommune som egeninnsats i prosjektet, etter veiledning fra Rådgivende Biologer as. Resultatene fra undersøkelsene har gitt et godt grunnlag for å kunne vurdere tilstand og skissere tiltak i Storavatn og Selsvatn.

STORAVATN

Storavatn ligger 7 m.o.h., har et nedslagsfelt på 2,9 km², et overflateareal på 547 000 m², et snittdyp på 7,5 m og et maksimaldyp på 38 m. Volumet er 4,12 mill. m³. I nedslagsfeltet drives det jordbruk og husdyrhold. Deler av nedslagsfeltet er tettstedsareal, mens øvrige områder er mer spredt bebygget. Undersøkelsene i Storavatn viser et bilde av en ganske sterkt belastet innsjø. For de fleste av de undersøkte vannparametre er Storavatn, etter SFTs klassifiseringssystem for forurensing, forurenset av grad 2: "Moderat avvik fra forventet naturtilstand", eller grad 3: "Markert avvik fra forventet naturtilstand" (SFT, 1989). De viktigste forurensingskildene i Storavatn er landbrukstilførsler og kloakk. Disse kildene belaster innsjøen med sanitærbakterier (*Eschericia coli*), organisk stoff og plantenæringsstoffer.

I alt 600 av de 1450 beboerne i nedslagsfeltet er ikke tilkoblet offentlig kloakk, men får avløpsvannet spredd i grunnen. Dette viser igjen i konsentrasjonene av *E. coli* i vannprøver fra Storavatn. Disse er på tre av de fire undersøkelsesdatoene uakseptabelt høye, med et maksimum i mai på 21 *E. coli* pr. 100 ml. Avrenning av husdyrgjødsel er også en tilførselskilde for sanitærbakterier. Nivåene av tarmbakterier gjør vannet uegnet som drikkevann, i henhold til SIFFs kriterier (SIFF, 1989), men bading kan trygt tilrådes (SIFF, 1976).

Det er estimert en årlig tilførsel på 741 kilo av plantenæringsstoffet fosfor til Storavatn. Dette tilsvarer for Storavatn 1,35 g fosfor pr. m² innsjøoverflate pr. år. Landbruket og husholdningskloakkene står for nærmere 95 % av dette. Målingene av total-fosfor i vannprøver fra innsjøen bekrefter den høye belastningen, med en gjennomsnittskonsentrasjon i undersøkelsesperioden på 12,5 : g fosfor pr. liter. Fosforbelastningen i innsjøen er kritisk i henhold til Vollenweiders system for beregning av fosforbelastning i innsjøer (Vollenweider, 1976), og det er således fare for eutrofiutvikling. Også konsentrasjonene av plantenæringsstoffet nitrogen var høye i hele undersøkelsen, med et gjennomsnitt på 583 : g nitrogen pr. liter. Dette gir et gjennomsnittlig forhold mellom fosfor og nitrogen (P:N) i vannprøvene på 1:48. Storavatn kan ut fra næringsstoffs-konsentrasjonene regnes som en middels til sterkt næringsrik (mesotrof til eutrof) innsjø. De målte fosforkonsentrasjonene er omlag halvparten av det som ble funnet i Bergesvatn på Bømlo under de store blågrønnalge-oppblomstringene i 1990 og 1991 (Kambestad, 1992).



De høye fosforkonsentrasjonene i innsjøen fører til høy algeproduksjon, med tidlig innslag av blågrønnalger allerede i mai. De gode pH-verdiene i Storavatn i hele undersøkelsesperioden er delvis et resultat av den høye algeveksten. Både typene, mengdene og sesongvariasjonen i algesamfunnet gjenspeiler de store tilførselene til innsjøen. Algene, sammen med annet organisk materiale tilført fra nedslagsfeltet, gir en høy organisk belastning i Storavatn. Dette viser igjen i høyt oksygenforbruk i innsjøens bunnvann gjennom sommeren; hele 2,7 mg O₂/l/mnd. Over 13 av de vel 17 tonn oksygen som fantes i bunnvannet etter våromrøring ble forbrukt ved nedbrytning av organisk materiale innen midten av august. Dette forbruket medfører at bunnvannet i innsjøen blir helt oksygenfritt før ny omrøring i vannmassene og ny oksygentilførsel skjer fra midten av november. Dette kan føre til sulfidproduksjon (H₂S) i bunnvannet, som igjen medfører ulevelige forhold for organismer som er avhengige av oksygenrespirasjon.

Dyreplanktonsamfunnet i Storavatn var i 1992 sammensatt av et bredt størrelsesspekter av planktonarter. I mai dominerte hjuldyr og hoppekreps, mens vannlopper var tallrike fra juni. Vannlopper kan gjennom sin filterering av alger fra vannet, bidra til å dempe overvekst av alger i innsjøer. Den vanligste vannloppen i Storavatn var Daphnia longispina. Dette er en forholdsvis stor vannloppeart som er en effektiv algespiser. Den finnes bare i innsjøer der den ikke er utsatt for hard beskatning fra planktonspisende fisk.

I Storavatn finnes trepigget stingsild (Gasterosteus aculeatus), som bl.a. er en planktonspisende fiskeart. Stingsilden kunne ha beitet ned vannloppebestandene i Storavatn, men forhindres sannsynligvis i dette gjennom tilstedeværelse av aure (Salmo trutta). Auren, som er en rovfisk, ekskluderer stingsilden fra de åpne vannmasser. Selv om også auren spiser vannlopper, så er nettoproduktet i systemet slik at vannloppebestandene ikke blir hardt presset, fordi stingsilden holdes under kontroll. Auren har dermed en viktig funksjon i Storavatn, ved at den indirekte bidrar til å dempe algeveksten.

Tettheten i aurebestanden er moderat til lav, men auren er forholdsvis storvokst, og er av meget god kvalitet. Det er sannsynlig at det er mangel på egnet gyte substrat som begrenser bestandsveksten hos auren i Storavatn. Den undersøkte gytebekken, i østenden av innsjøen, har høy tetthet av ungfisk. Bekken er imidlertid liten, og vil derfor ikke rekruttere mer enn maksimalt noen hundre fisk til innsjøen hvert år. Utløpselven, Svartlandselva, er sterkt begrodd og er preget av tilstanden i Storavatn. Den er sannsynligvis ikke et viktig gyte- og oppvekstområde for auren i Storavatn.

Av metallene i bunn sedimenter var det spesielt kadmium som viste høye verdier. Mulige tilførselskilder for kadmium er kunstgjødsel, langtransporterte tilførsler fra atmosfæren og utvasking av kadmium fra berggrunn ved sur nedbør. I fisk akkumuleres kadmium hovedsakelig i innvoller (lever og nyrer). Kvikksølvverdiene var imidlertid lave, både i sedimenter og i fiskekjøtt. Auren i Storavatn skulle derfor fint kunne brukes til mat.

Det er nødvendig med store reduksjoner i tilførsler fra landbruk og husholdningskloaker til Storavatn. Dette vil redusere potensialet for uønsket algevekst, og vil bedre oksygenforholdene i bunnvannet. Også den sanitærbakteriologiske tilstanden vil ved slike tiltak bedres. Fosforbelastningen bør reduseres fra dagens nivå på 741 kg P/år, til 115 kg P/år. Gjødslingskontroll, stans av ulovlig gjødsling og utslipp, tekniske oppgraderinger av driftsbygninger samt videre kloakksanering anbefales.

Forvaltning av aurebestanden bør skje gjennom optimalisering av bestandens størrelse. Bestanden bør ikke være mye tettere enn den er idag. Sikring av eksisterende og fremtidig potensielle gytelokaliteter anbefales som supplement til, eller helst som alternativ til, fiskeutsettinger. Fisk må ikke settes ut i den undersøkte gytebekken, fordi ungfisktettheten her er høy nok. Garnfiske i Storavatn frarådes.

SELSVATN

Selsvatn ligger 18 m.o.h., har et nedslagsfelt på 3,63 km², et overflateareal på 550 000 m², et snittdyp på 19,2 m og et maksimaldyp på 54 m. Volumet er 10,5 mill. m³. I nedslagsfeltet drives det jordbruk og husdyrhold. Nedslagsfeltet er mer spredt bebygget, sammenlignet med forholdene rundt Storavatn.



Selsvatn er en klart mindre belastet innsjø enn Storavatn, og dette viser igjen i målingene. For de fleste av de undersøkte vannparametre er Selsvatn, etter SFTs klassifiseringssystem for forurensing, kun forurenset av grad 2: "Moderat avvik fra forventet naturtilstand".

Også i Selsvatn er det landbruket og husholdningskloakker som er de viktigste tilførselskildene for sanitærbakterier og plantenæringsstoffer. Ingen av de 95 beboerne i nedslagsfeltene er tilknyttet offentlig kloakk. Bakterienivåene er imidlertid generelt lave, og innsjøen mottar i alt 236 kg P/år. Målingene av totalfosfor i vannprøver fra innsjøen bekrefter den moderate belastningen, med en gjennomsnittskonsentrasjon i undersøkelsesperioden på 8,3 : g fosfor pr. liter. Fosforbelastningen i innsjøen er ikke særlig kritisk i henhold til Vollenweiders system for beregning av fosforbelastning i innsjøer (Vollenweider, 1976), og det er ingen umiddelbar fare for eutrofiutvikling. Selsvatn kan ut fra næringssaltkonsentrasjonene regnes som en middels næringsrik (svakt mesotrof) innsjø.

Algeproduksjonen i Selsvatn er følgelig lavere enn i Storavatn, og artssamfunnet er ikke i samme grad dominert av blågrønnalger. Den middels høye algeproduksjonen utgjør, sammen med tilførsler fra nedslagsfeltet, ikke noen stor organisk belastning på innsjøen. Dette viser igjen i oksygenforbruket i bunnvannet gjennom sommerhalvåret, som kun er på 0,8 mg O₂/l/mnd. Innsjøen vil derfor med den nåværende belastning ikke få oksygenbrist i bunnvannet.

Dyreplankton/fisk -dynamikken i Selsvatn ser ut til å være nokså lik den i Storavatn. Selsvatn har både stingsild og aurebestand, men aurebestanden i Selsvatn er noe tettere enn i Storavatn. Auren er storvokst, av god kvalitet, og inkluderer både dyreplankton og stingsild i dietten. Aurebestanden kontrollerer sannsynligvis også her stingsildens fordeling og utbredelse. Den største vannloppearten i Selsvatn er Daphnia galeata. Denne arten tåler beiting fra fisk bedre enn D.longispina, som dominerte i Storavatn. Dette indikerer at beitepresset på dyreplankton fra fisk er noe høyere i Selsvatn.

Bekken som renner inn fra Rubbestad skal tidligere ha vært et godt gyteområde. Denne bekken er nå sterkt landbruksforurenset, og er påvirket av bakterier, organisk stoff og næringssalter. Den er derfor ubrukelig som gyte- og oppvekstområde for aure.

Av metallene i bunnsedimenter var det spesielt kadmium som viste høye verdier. Mulige tilførselskilder for kadmium er kunstgjødsel og naturlige eller langtransporterte tilførsler. Kvikksølvverdiene var imidlertid lave, både i sedimenter og i fiskekjøtt. Auren i Selsvatn skulle derfor være velegnet til mat.

Det vil være en fordel for vannkvaliteten i Selsvatn med reduksjoner i tilførsler fra landbruk og husholdningskloakker. Dette vil bedre den sanitærbakteriologiske tilstanden, samtidig som algevekst og organisk belastning blir et enda mindre problem enn i dag. Fosforbelastningen bør reduseres fra dagens nivå på 236 kg P/år, til 115 kg P/år. I første runde bør tiltak i Selsvatn sikte mot reduksjoner av tilførsler fra landbruket, siden disse forurenser mer enn husholdningskloakkene.

Også i Selsvatn bør forvaltning av aurebestanden skje gjennom optimalisering av bestandens størrelse. Bestanden bør ikke være mye tettere enn den er idag. En stans av utslippene til bekken som renner inn fra Rubbestad vil kunne restaurere denne bekken som gyteområde for auren. Den påfølgende bestandsøkningen av aure i Selsvatn kan i så fall kompenseres for i form av hardere garnfiske.



STORAVATN

Lokalitetsbeskrivelse

GEOGRAFI OG NATURGRUNNLAG

Storavatn ligger ved Bremnes i Bømlo kommune, i Hordaland fylke (UTM: 32V KM 850 350. Kartblad 1114-I, i M 711 -serien). Høyde over havet er 7 meter. Storavatn renner ut til sjøen, Straumfjorden i sør, via den ca. 300 meter lange Svartlandselven. Bømlo ligger ytterst i den geologiske formasjonen langs den kaledonske fjellkjeden, med stedvis kambrosiluriske bergarter og dypbergarter av overveiende kaledonsk alder. Dette området går langs nordsiden av Hardangerfjorden via Eksingedalen og videre opp forbi Sognefjorden. De nordre delene av kommunen er dominert av Bergensbuenes søndre deler, mens området der Storavatn og Selsvatn ligger domineres av gabbroide dypbergarter. Bømlo er stedvis svært kupert, og det finnes ikke store mengder løsmasser i kommunen,- bortsett fra i fordypningene. Naturen lokalt rundt Storavatn består av relativt rike områder, med dyrkede arealer og innslag av løvskog. Området rundt innsjøen har, som en følge av naturforholdene, middels motstandsdyktighet mot virkningene av sur nedbør, slik at pH-verdier i innsjøen vanligvis ikke vil være preget av langt framskreden forsuring. Lavtliggende innsjøer på Bømlo vil dessuten kunne ha marine sedimenter og skjellavsetninger i bunnen, som bufferer godt mot surhet.

NEDSLAGSFELTBESKRIVELSE

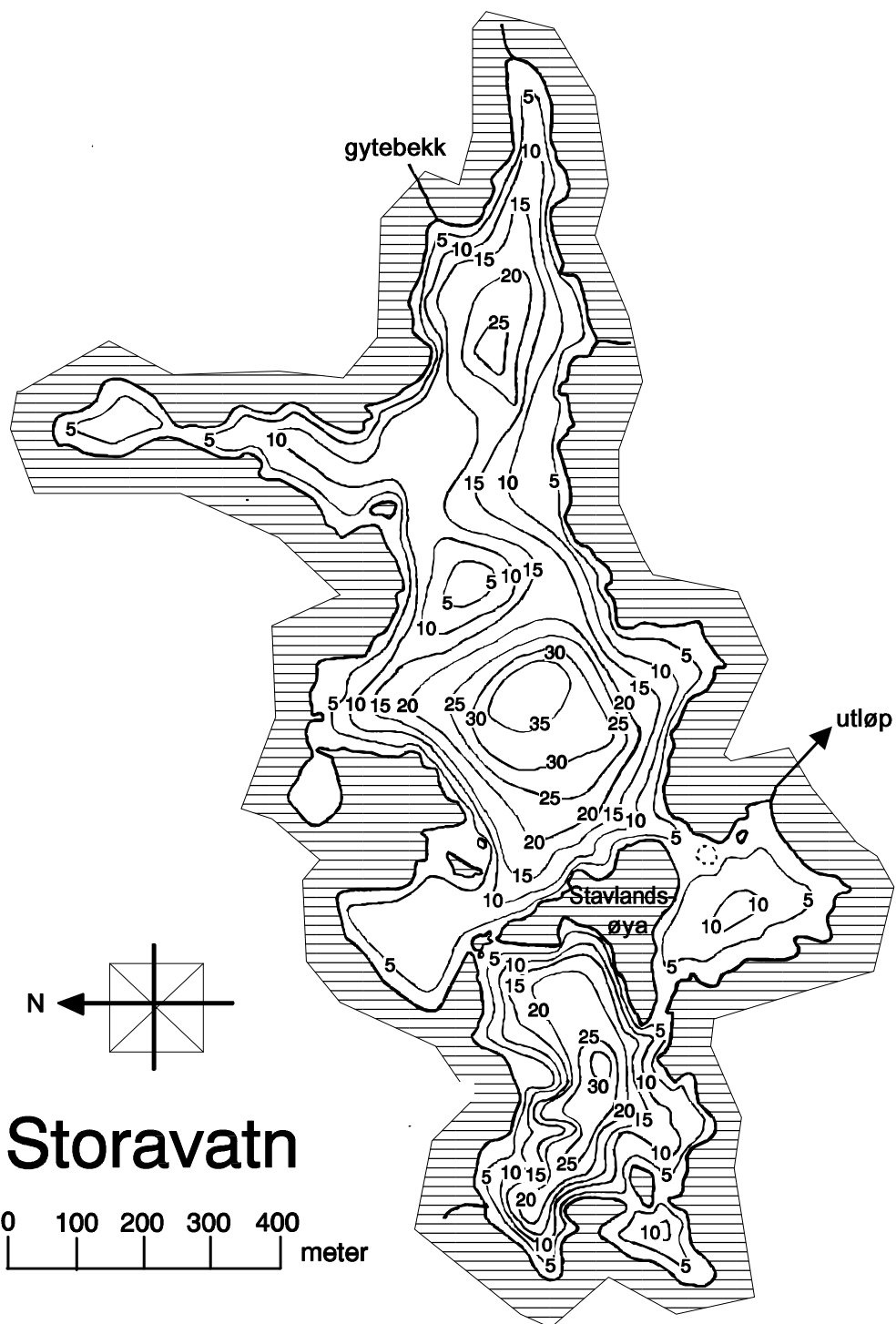
Nedslagsfeltet til Storavatn, inkludert selve innsjøoverflaten, er 2,9 km² stort, og ligger for det alt vesentlige under 50 m.o.h. Det består av 0,547 km² innsjøoverflate, 0,53 km² dyrket mark, 0,79 km² beitemark og 0,5 km² tettstedareal. Det resterende arealet er mer spredt bebygget og er av typen blandet, naturlig skog og udyrkede områder. Det drives aktivt jordbruk og husdyrhold i området. Det bor ca. 1450 personer i nedslagsfeltet, hvorav ca. 850 er tilknyttet offentlig avløpssystem. De resterende 600 har slamavskillere med spredning til grunn. I tillegg kommer skoler og institusjoner, som alle er tilknyttet. Totalt er kloakkbelastningen til Storavatn redusert med omtrent 70% de siste 10 årene. Hollundsdalen industriområde, med fem industribedrifter, ligger delvis innenfor nedslagsfeltet. Grovavfallsplass for Bømlo kommune ligger også innenfor nedslagsfeltet. Begge disse områdene er imidlertid tilknyttet det offentlige avløpssystemet, mens overflateavrenningen fra industriområdet er ledet i separat system til Storavatn.

INNSJØBESKRIVELSE

Lengdeaksen i Storavatn går øst-vest. Morfologisk er innsjøen ganske kompleks, med tre adskilte bassenger (figur 1). Hovedbassenget ligger mot øst, mens de to mindre, vestlige bassengene blir adskilt fra hverandre og fra hovedbassenget av Stavlandsøya. Rundt denne øyen går smale og grunne sund med dyp mindre enn 5 meter. Disse grunne sundene vil redusere vannutvekslingen mellom bassengene, spesielt om sommeren når det er termisk lagdeling av vannmassene. Sett under ett er Storavatn forholdsvis grunt, med et gjennomsnittsdyp på 7,5 meter (tabell 1). Det har ca. 60% av volumet over 10 m dyp.

VANNUTSKIFTING

Den årlige middelavrenning i nedslagsfeltet til Storavatn er 40 l/s/km² (NVE, 1987). Med et samlet nedslagsfelt på 2,9 km² gir dette en årlig tilrenning på 3,66 millioner m³. Den gjennomsnittlige vannutskiftingen blir da på 0,89 ganger pr. år, hvilket medfører at gjennomsnittlig oppholdstid for vannet i innsjøen blir 13 måneder og to uker. Hydrologisk belastning,- forholdet mellom tilrenning og innsjøens areal, blir da 6,69 m³/m²/år (forkortes til m/år).



FIGUR 1: Dybdekart over Storavatn. Kartet baserer seg på transekter målt med ekkolodd 12. mai 1992, samt på målinger foretatt i regi av VANNDA-prosjektet. Vannprøvene ble tatt ved det dypeste punkt i den vestlige del av hovedbasenget.



TABELL 1: Morfometriske data for Storavatn.

Høyde over havet	7m
Største dyp	38 m
Overflate uten øyer	0,547 km ²
Nedslagsfelt uten innsjøen	2,35 km ²
Forhold nedslagsfelt og innsjø	4,3
Innsjøvolum	4,12 millioner m ³
Middeldyp	7,5 m

TEORETISKE FOSFORTILFØRSLER

I tabell 2 finnes en oversikt over tilførselskilder og -mengder av fosfor til Storavatn. Forutsetningene for beregningene av det samlede fosforbudsjett baserer seg bl.a. på LENKA-arbeidet (Ibrekk, 1988) og på retningslinjer fra NIVA/JORDFORSK (Holtan og Åstebøl, 1990).

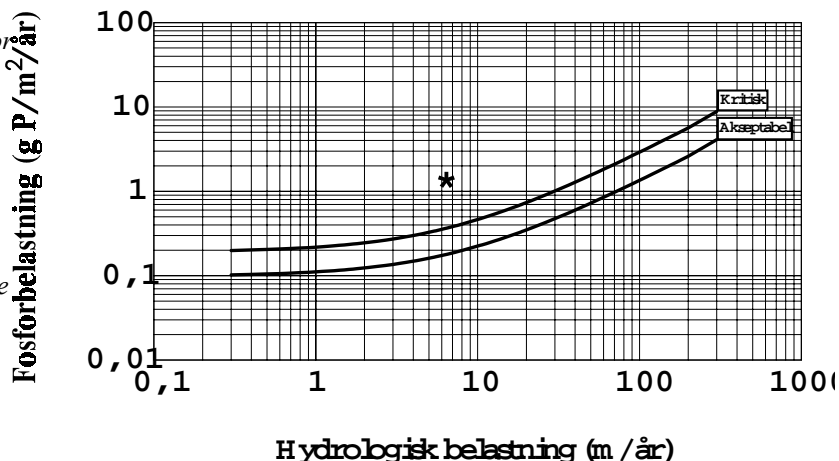
TABELL 2: Oversikt over tilførsler av fosfor til Storavatn. Datagrunnlaget baserer seg på innhentede opplysninger fra teknisk etat og landbruksetaten for Bømlo kommune, samt på areal- og tilførselsberegninger foretatt av Rådgivende Biologer as.

TILFØRSELSKILDER STORAVATN	FOSFOR (kg/år)	GRUNNLAG
Husdyrgjødsel	272,1	5 hester, 47 Melkekyr, 75 ungdyr, 653 vinterf. sau, 3050 verpehøns. 10% av utgjødslet fosfor renner av til resipient.
Handelsgjødsel	23,3	50 tonn 18-3-15, 10 tonn 22-2-12. 1,5% av utgjødslet fosfor renner av til resipient.
Gjødselkjellere	5,5	Relatert til antall og type husdyr.
Pressaft	19,9	
Melkerom	4,5	
Dyrket mark	37,0	528 da, 70 kg P avrenning pr. km ² pr. år
Husdyrbeite	5,5	792 da, 7 kg P avrenning pr. km ² pr. år
Fjell/myr/lynghei	3,2	530 da, 6 kg P avrenning pr. km ² pr. år
Tettsted	25,0	500 da, 50 kg P avrenning pr. km ² pr. år
Nedbør på innsjøoverflate	16,4	547 da, 30 kg P tilførsel pr. km ² pr. år
Husholdningskloakk	328,5	1450 personer tot., hvorav 600 med med spredning av kloakkvann til grunn. 75% av fosforet renner av til resipient.
SUM	740,8	



Vurderes disse næringssalttilførslene opp mot Storavatns vannutskifting, mottar innsjøen en teoretisk næringssaltbelastning som, i følge Vollenweider (1976), ligger over det en innsjø med denne hydrologiske belastning kan tåle (Fig. 2). En tilførsel på 741 kilo ren fosfor årlig, eller 1,35 gram fosfor pr. kvadratmeter overflate er en meget stor belastning i denne innsjøen. Fordeles denne tilførselen ut på hele tilrenningen til innsjøen, blir det en gjennomsnittskonsentrasjon i tilrenningsvannet på 202 : g fosfor pr. liter.

FIGUR 2: Vollenweider-diagram for Storavatn viser sammenhengen mellom næringssaltbelastning som gram fosfor pr. kvadratmeter vannoverflate/år langs y-aksen og vanntilrenning pr. overflate, $m^3/m^2/år$ eller $m/år$ (=hydrologisk belastning) langs x-aksen. Den nederste kurven antyder øvre grense for teoretisk "akseptabel" fosforbelastning, og den øverste viser grensen for "kritisk" belastning. Situasjonen i Storavatn er plottet med *.



Vollenweider (1976) har på grunnlag av opplysninger fra et stort antall innsjøer beregnet tilbakeholdelse av fosfor (R) i innsjøer uttrykt alene ved vannets teoretiske oppholdstid i innsjøen. For Storavatn betyr det at rundt 51% av det fosforet som tilføres i et gjennomsnittså vil tilbakeholdes i innsjøen. Dette gir et godt grunnlag for resirkulering av næring innen innsjøens økosystem.

Tilstandsbeskrivelse

BAKTERIOLOGISK STATUS

Den sanitærbakteriologiske tilstanden i Storavatn er preget av den menneskelige aktiviteten rundt innsjøen. Vurdert i forhold til SFTs klassifikasjon vil innsjøen være forurenset av grad 2: "Moderat avvik fra forventet naturtilstand" (SFT, 1989). Tre av de i alt fire prøvene fra Storavatn plasserer innsjøen til denne forurensingsgraden (tabell 3). Kildene for tilførsler av tarmbakterier til Storavatn er husdyrgjødsel, samt avløp fra 600 personer som har slamavskiller med spredning av kloakkvannet til grunnen. Sanitærbakterier har en gjennomsnittlig overlevelsestid på ca. to døgn i vannmassene, slik at de kan anses for å være nylig tilført når de registreres. Fra kloakk kan det også tilføres sykdomsfremkallende bakterier og virus, men disse finnes vanligvis i svært lave konsentrasjoner, og vil være vanskelige å påvise. Sanitærbakterier er derfor en indikasjon på at sykdomsfremkallende mikroorganismer *kan* være tilstede. Et naturlig bakgrunnsnivå av sanitærbakterier tilføres resipienten via ekskrementer fra ville dyr, men dette nivået ligger vanligvis under fem E. coli pr. 100 ml.

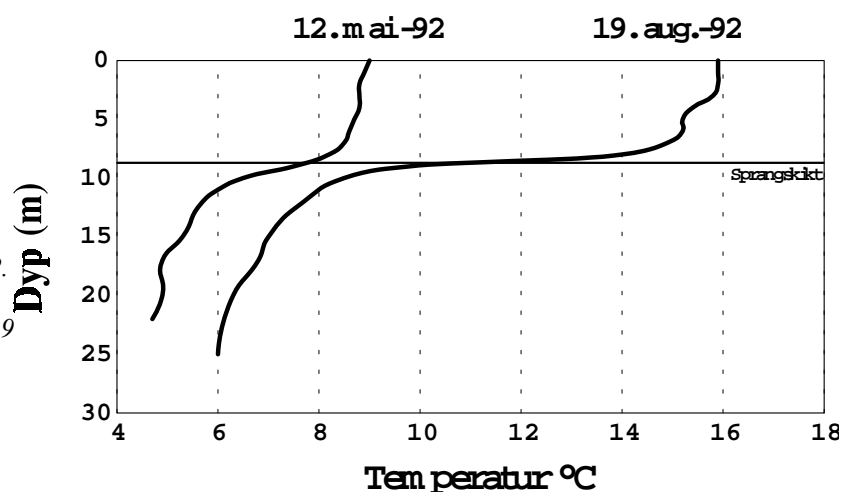


TABELL 3: Bakteriologi- og vannkjemidata for Storavatn, fra mai til oktober 1992. Vannkjemiprøven ble tatt fra blandprøve 0-6 meter. Bakterierprøven ble tatt i overflaten. Bakterietallene listet under 24. juni stammer fra vannprøve tatt 2. juli, fordi bakteriologiprøver fra 24. juni ble ødelagt under analysering.

Dato	12. mai	24. juni	19. august	6. oktober
Koliforme bakt./100 ml	200	2	38	58
E. coli /100 ml	21	7	2	13
Surhet (pH)	7,70	7,45	7,10	7,05
Konduktivitet (mS/m)	11,3	13,9	12,3	13,7
Kj. O ₂ -forbruk Mn (mg O/l)	4,87	4,24	4,24	4,40
Fargetall (mg Pt/l)	51	35	30	45
Turbiditet (FTU)	0,75	0,68	0,73	0,67
UV-transmisjon (% 5 cm)	15	19	22	19
Ammonium (mg NH ₄ -N/l)	<0,01	0,02	<0,01	0,02
Tot.-fosfor (: g P/l)	16	8	12	13
Tot.-nitrogen (: g N/l)	680	570	460	630

TEMPERATUR

Temperaturprofiler ble målt ved det dypeste punkt i Storavatn 12. mai og 19. august (figur 3). Temperaturen i overflatevannet var 9,0°C i mai og 15,9°C i august, men har helt sikkert vært betydelig høyere, antakelig over 20°C, i den meget varme perioden fra slutten av mai og i juni. I bunnvannet økte temperaturen fra 4,7°C i mai til 6,0°C i august. Den termiske skiktningen var etablert allerede i mai, på 9 meters dyp, og der lå den fortsatt i august. Dette er et forholdsvis dyptliggende sprangskikt, som kan være et resultat av at innsjøene i det forholdsvis åpne landskapet på denne delen av Bømlø er relativt vindeksponerte. Temperaturmålinger utført i regi av VANANDA-prosjektet i september 1990 viste det samme bildet som våre målinger fra i år, med et termisk sprangskikt som lå på mellom 8 og 9 meters dyp. I innsjøer som Storavatn vil omrøring vanligvis skje fra midten av november.



FIGUR 3: Temperaturprofiler for Storavatn, målt ved innsjøenes dypeste punkt i mai og august 1992. Det termiske sprangskiktet er markert som en horisontal linje på 9 meters dyp.



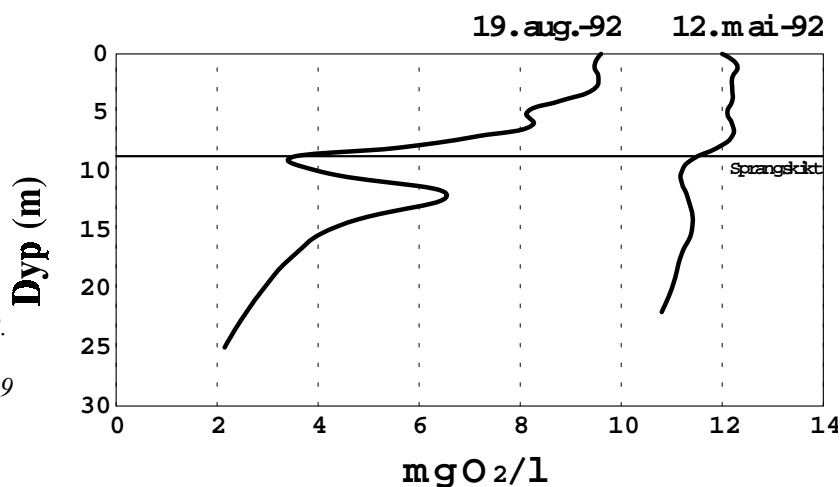
OKSYGEN

Oksygenprofilen i Storavatn endret seg dramatisk mellom 12. mai og 19. august (figur 4). I mai var det full oksygenmetning i overflatevannet (100 %), men en kunne allerede se antydninger til begynnende oksygenforbruk i bunnvannet. I august var situasjonen typisk for innsjøer som er sterkt belastet av organisk materiale som nedbrytes. Det var god oksygenmetning i overflaten (97 %), men tydelig oksygensvinn både i sprangskiktet mellom overflatevann og bunnvann, og i selve bunnvannet (17 % ved 25 m dyp). En slik oksygenprofil kalles en "negativ heterograd oksygenfordeling".

Gjennomsnittlig volumvektet oksygenkonsentrasjon i dypvannet under 15 meter var 3,0 mg O₂/l i august. Det er rimelig å anta at tilsvarende verdier var 12,4 mg O₂/l i hele vannsøylen under omrøringen i april. Dette er en total nedgang på 9,4 mg O₂/l på tre og en halv måned, eller 2,7 mg O₂/l pr. måned. Målt som tonn O₂ forbrukt i den samme perioden, gir dette en nedgang fra 17,4 til 4,2 tonn O₂ totalt løst i bunnvannet.

Årsaken til et oksygenminimum i sprangskiktet kan være bakteriell nedbrytning av organisk stoff som er tilført eller produsert i innsjøens øvre vannmasser, men har sunket ned fra overflatevannet. De organiske partiklene bremses opp i sprangskiktet der vannets tetthet øker sterkt på grunn av fallende temperatur. Her ligger det da en "bakterieplate" som flyter, eller "rir", på bunnvannet. En annen medvirkende årsak kan være store dyreplanktonmengder som har samlet seg i sprangskiktet og bruker oksygen gjennom sin respirasjon. Ved negativ heterograd oksygenfordeling er det en forutsetning at sprangskiktet ligger dypt, slik at algenes oksygenproduserende fotosyntese i dette området blir lav på grunn av liten lystilgang. Også i bunnvannet skyldes oksygensvinnet at mikroorganismer forbruker oksygen ved nedbrytning av organisk materiale.

FIGUR 4: Oksygenprofiler for Storavatn, målt ved innsjøenes dypeste punkt i mai og august 1992. Det termiske sprangskiktet er markert som en horisontal linje på 9 m dyp.



KJEMISK OKSYGENFORBRUK

Den høyeste verdi for kjemisk oksygenforbruk i en vannprøve fra Storavatn ble funnet i mai (4,87 mg O/l) (tabell 3). Vurdert i forhold til SFTs klassifikasjon vil innsjøen dermed være forurenset av grad 2: "Moderat avvik fra forventet naturtilstand" (SFT, 1989). Målingene var lavere i juni og august og høyere igjen i oktober. Kjemisk oksygenforbruk gjenspeiler mengde organisk materiale i vannet.

SURHET

Storavatn hadde en meget god pH gjennom hele undersøkelsesperioden. Overflatevannet hadde pH-verdier mellom 7,70 i mai og 7,05 i oktober, med gjennomsnitt på 7,33 (tabell 3). De høye pH-verdiene i sommerhalvåret har høyst sannsynlig sammenheng med stor algeproduksjon. Gjennom fotosyntesen forbruker algene CO₂, og dermed forskyves bikarbonat-likevektene i vannet, med høyere pH som resultat. I innsjøer med meget høy algeproduksjon, f.eks. i Lille Lungegårdsvann i Bergen sentrum, har det vært



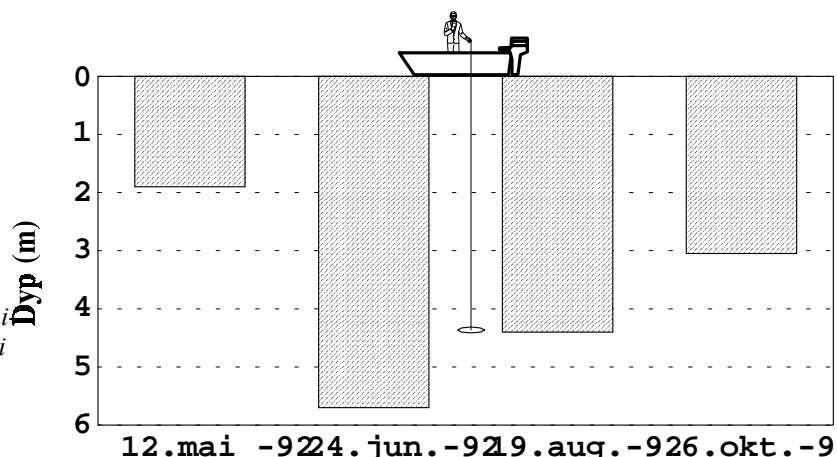
observerte pH-verdier på over 10. I tillegg vil de geologiske forholdene bufre noe mot sur nedbør. Marine avsetninger i nedslagsfeltet vil også bidra positivt i dette bildet.

NÆRINGSSALTER

Konsentrasjonene av plantenæringsstoffene fosfor (P) og nitrogen (N) var høye gjennom undersøkelsesperioden i 1992 (tabell 3). Total-fosfor konsentrasjonen i blandprøver fra 0 til 6 meter varierte mellom 16 : g P/l i mai og 8 : g P/l i juni. Gjennomsnittsverdien var 12,3 : g P/l. Forventet naturtilstand (SFT, 1989) for fosforkonsentrasjoner i innsjøer i dette området er 4 : g P/l (Johnsen m.fl., 1992). Vurdert i forhold til SFTs klassifikasjon vil innsjøen dermed være forurenset av grad 3: "Markert avvik fra forventet naturtilstand" (SFT, 1989). Total-nitrogen konsentrasjonen varierte mellom 680 : g N/l i mai og 460 : g N/l i august. Gjennomsnittsverdien var 585 : g N/l. Vurdert i forhold til SFTs klassifikasjon vil innsjøen være forurenset av grad 4: "Stort avvik fra forventet naturtilstand" (SFT, 1989).

SIKTEDYP

Siktedypet i Storavatn varierte mellom knapt 2 meter i mai og vel 5,5 meter i juni (figur 5). Det gjennomsnittlige siktedypet for de fire undersøkelsesdatoene var 3,75 meter. Vurdert i forhold til SFTs klassifikasjon vil Storavatn for denne parameteren være forurenset av grad 3: "Markert avvik fra forventet naturtilstand" (SFT, 1989). Det forholdsvis store siktedypet i juni skyldes en klarvannsperiode med relativt lave verdier for farge og turbiditet (tabell 3) og med den laveste målte totale algemengden (figur 6) i undersøkelsen.



FIGUR 5: Siktedyp målt med Secchi-skive i Storavatn, i perioden fra mai til oktober 1992.

Siktedypet er en parameter som gjenspeiler mengden suspendert materiale i vannet, men målenøyaktigheten er svært avhengig av vind-, vær- og lysforhold på målestasjonen. Det er også individuelle forskjeller mellom personer som foretar målingene. Denne parameteren gir derfor bare veiledende informasjon om tilstand i innsjøer. En "tommelfingerregel" sier at algenes fotosyntese stagnerer på grunn av lysmangel ved det dyp som tilsvarer to ganger siktedypet. Lyset absorberes og reflekteres av alger og partikler, slik at det på dette dypet bare er ca. 1% av lysmengden tilbake, sammenlignet med overflaten.

METALLER

Av de undersøkte tungmetallene i sedimentprøver fra Storavatn var det kadmium som viste sterkt forhøyete konsentrasjoner (tabell 4). Nivået i bunnprøvene fra Storavatn lå fem til ti ganger over den normale variasjonsbredden (ca. 0,25 til 0,45 mg/kg tørrvekt (TV)) for kadmiumkonsentrasjoner i overflatesedimenter på Vestlandet i henhold til Rognerud og Fjell (1990). Både bly og kvikksølv fantes imidlertid i konsentrasjoner som er helt normale for regionen.



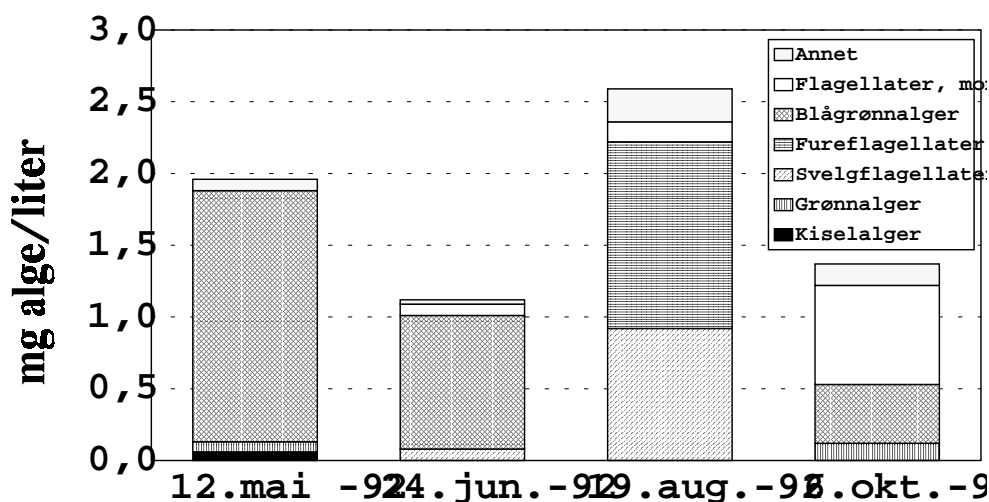
TABELL 4: Metallkonsentrasjoner i overflatesedimentet i Storavatn. En prøve ble tatt i viken helt i østenden av vannet, og en i Kjølpå, på hhv. 7 og 16 meters dyp, med Kajak-henter. Måleverdiene er oppgitt i mg/kg tørrvekt av sediment.

METALL	VIK ØST (mg/kg TV)	KJØLPA (mg/kg TV)	SNITT (mg/kg TV)
Kvikksølv (Hg)	0,14	0,24	0,19
Kadmium (Cd)	1,51	2,98	2,25
Kobber (Cu)	79,7	61,8	70,8
Jern (Fe)	46,7	52,7	49,7
Bly (Pb)	29,0	67,0	48,0
Sink (Zn)	395	380	388

ALGER

Algemengden i blandepøver fra de øverste 6 metrene i Storavatn varierte mellom 2,59 mg/l i august og 1,12 mg/l i juni (figur 6). Den gjennomsnittlige algemengden var 1,76 mg/l. Dette tilsvarer i følge Rensvik (1983) mengder for en relativt næringsrik (mesotrof til begynnende eutrof) innsjø. Også typene alger som forekom i Storavatn i 1992 samsvarer med denne karakteristikken. Den to-toppete fordelingen i algemengde som ble funnet i Storavatn, en topp om våren og en på ettersommeren, er et fenomen som er vanlig i næringsrike innsjøer (Sommer m.fl., 1986).

FIGUR 6: Algetyper og -mengder i Storavatn, i perioden fra mai til oktober 1992. For fullstendig algeliste; se vedlegg, tab.13.



I mai og juni var

det en ubestemt blågrønnalge som utgjorde den alt overveiende delen av algene. I august utgjorde fureflagellater (*Ceratium* sp.) og svelgflagellater (*Chrytomonas* sp.) hovedmengden, mens i oktober var samfunnet igjen preget av blågrønnalger, samt mindre flagellater og monader. Det er ganske oppsiktsvekkende at blågrønnalger dominerer algesamfunnet i Storavatn allerede i mai. Blågrønnalger pleier vanligvis ikke å opptre i større mengder før utpå ettersommeren, selv i relativt næringsrike innsjøer.



DYREPLANKTON

Dyreplanktonet i Storavatn hadde gjennom hele undersøkelsesperioden en divers sammensetning, med både store, mellomstore og små plankton typer (tabell 5). Blant vannloppene dominerte arten Daphnia longispina gjennom hele undersøkelsesperioden. Dette er en forholdsvis stor vannloppe, som vanligvis observeres i innsjøer med lite planktonspisende fisk. Store bestander av denne vannloppen har en god rense-effekt på vannmassene, da de effektivt filtrerer alger fra vannet. Klarvannsfasen i juni (se figur 5 og 6) er et resultat av denne prosessen. Vannloppearten Bytotrephes longimanus, samt svevemygglarver, kan også være gode indikatorer på at beitepresset fra planktonspisende fisk er lavt. I tillegg til vannlopper var det også mye hoppekreps og hoppekrepslarver (nauplier) i Storavatn. Hjuldyr forekom også i store mengder, særlig i mai før vannloppene hadde bygget opp store bestander. I innsjøer med svært tette bestander av planktonspisende fisk, f.eks. stingsild, kan bestandene av vannlopper og hoppekreps bli helt nedbeitet, slik at bare hjuldyrene er tilbake. Hjuldyrene, som er små, filtrerer alger fra vannmassene mindre effektivt enn de større typene av dyreplankton. Planktonspisende fisk kan dermed bidra til å forsterke eutrofieringstendenser i belastede innsjøer. Dette er imidlertid ikke situasjonen i Storavatn.

TABELL 5: Dyreplankton typer og -mengder i Storavatn, i perioden fra mai til oktober 1992. Prøvene er innsamlet med et vertikalt hovtrekk fra 30 til 0 meters dyp ved innsjøens dypeste punkt. Tall markerer antall individer i prøven, mens en eller flere "X" markerer tilstedeværelse og relativ mengde av den aktuelle art/gruppe.

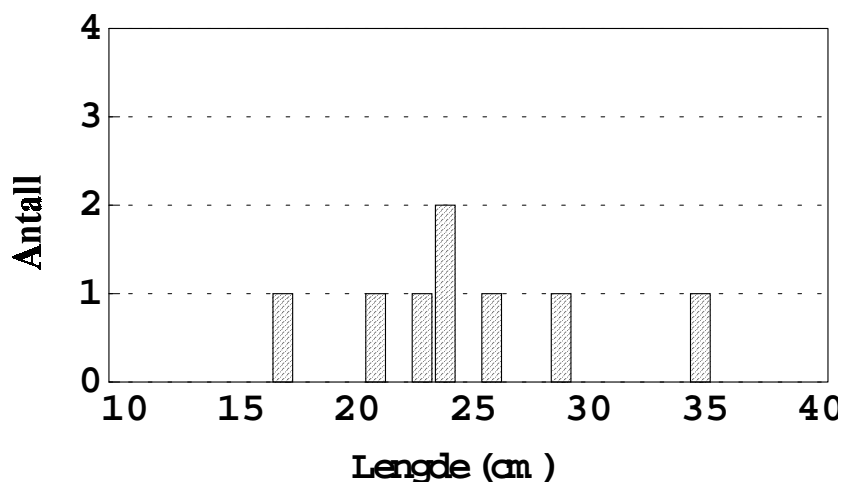
Dato	12. mai	24. juni	19. august	6. oktober
VANNLOPPER (Cladocera):				
<u>Daphnia longispina</u>	50	1050	300	3000
<u>Bosmina longirostris</u>	x			x
<u>Bytotrephes longimanus</u>			3	
<u>Leptodora kindti</u>		2	24	21
HOPPEKREPS (Copepoda):				
Cyclopoide (<u>Cyclops scutifer</u> , <u>Cyclops abyssorum</u> , <u>Megacyclops gigas</u> , cyclopoide ungstadier)	3000	300	250	2000
Calanoide (<u>Eudiaptomus gracilis</u> , calanoide ungstadier)	9000	70	400	4000
Nauplier (hoppekrepslarver)	x	x	xxx	xxx
HJULDYR (Rotifera):				
<u>Asplancha priodonta</u>	xxxx		x	xx
<u>Keratella cochlearis</u>	x	x	xx	xx
<u>Keratella quadrata</u>	xx	xxxx	x	x
<u>Keratella hiemalis</u>	x			
<u>Kellicottia longispina</u>	x			
<u>Filinia terminalis</u>	xx	x	x	x
<u>Polyarthra sp.</u>	x			x
ANNET:				
Fjærmygglarver (<u>Chironomidae</u>)	1			
Fjærmyggpupper (<u>Chironomidae</u>)		2		
Svevemygglarver (<u>Chaoborus flavicans</u>)		x	4	11



FISK

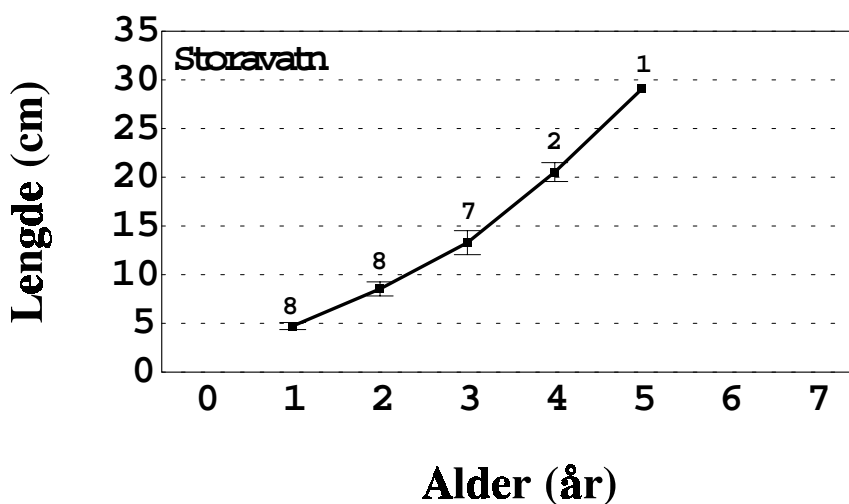
Bestanden i innsjøen

Under garnfisket i Storavatn den 19. august, i området Kjølpa-Kyrkjeneset, ble det på en 8 garns bunngarnserie med maskeviddene 10, 12,5, 16, 19,5, 24, 29 og 35 mm kun fanget 8 aure. Garnene sto ute en natt, og var ved trekking svært slimete, noe som tyder på at mye ål hadde vært i kontakt med dem. Bare en ål ble imidlertid fanget. I tillegg til ål (*Anguilla anguilla*) og aure (*Salmo trutta*) finnes det også trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) i Storavatn. Auren som ble fanget i Storavatn var fra to til fem år gammel. Lengden varierte fra 17 til 35 cm (figur 7), og vekten fra 51 til 550 gram.



FIGUR 7: Lengdefordeling for 8 aure, fanget med garn i Storavatn 19. august 1992.

Tilveksten, tilbakeregnet fra skjellavlesninger, var i underkant av 5 cm pr. år de første tre leveårene, dvs. mens ungfisken står på bekken eller tidlig i innsjøfasen. Etter dette økte den til rundt 8 cm/år, som er forholdsvis god tilvekst for innlandsaure i innsjøer (figur 8). Den gjennomsnittlige kondisjonsfaktoren (forholdet mellom vekt og lengde) var på 1,23. Dette er en relativt høy kondisjon, som viser at auren har gode næringsforhold. Indeksen for invollsfett var i snitt 2,13 (skala: 0 til 3). Kjøttfargen var lys rød, noe som viser at fisken inkluderer krepsdyr i dietten. Høy kondisjonsfaktor, rikelig invollsfett og rødfarge i kjøttet regnes som klassiske kjennetegn på aure av god kvalitet. Den forholdsvis lave garnfangsten og aurens gode fysiologiske status og tilvekst, indikerer at aurettheten i Storavatn er lav.



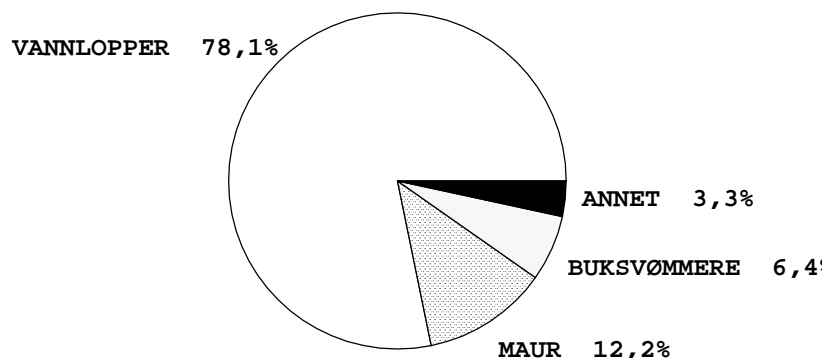
FIGUR 8: Årlig tilvekst for aure fra Storavatn, tilbakeregnet fra avlesning av skjell. Tallene over kurven angir antall fisk som ligger til grunn for beregningen.



Diett

Vannlopper utgjorde mer enn tre fjerdedeler av dietten til auren i Storavatn i august (figur 9). I tillegg hadde den spist maur (Hymenoptera), buksvømmere (Corixidae) og enkelte andre næringsdyr. Bunndyr som f.eks. fjærmygglarver (Chironomidae) var nærmest fraværende i mageprøvene. Dette viser at auren på denne tiden stort sett brukte de frie vannmasser og strandsonen som næringsområder.

FIGUR 9: Relativ fordeling av næringsdyr funnet i mageprøver fra 8 aure fanget med garn i Storavatn 19. august 1992.

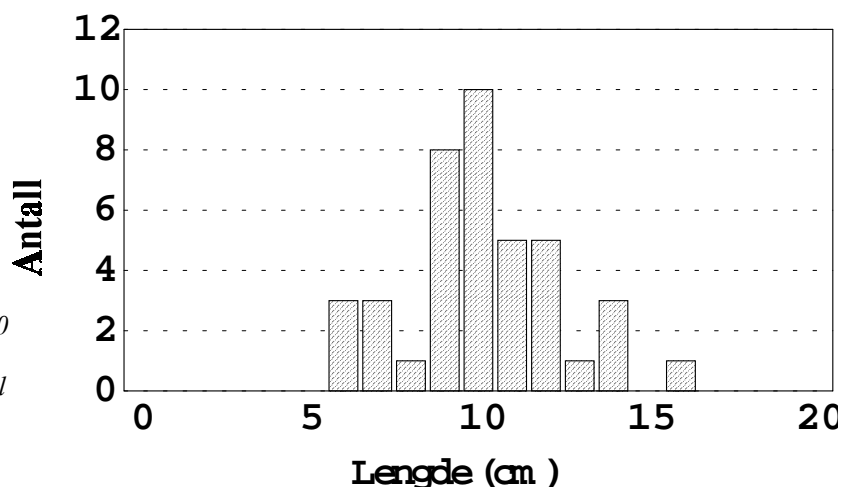


Kvikksølv

Alle de 8 aurene som ble fanget i Storavatn ble undersøkt for innhold av kvikksølv (Hg) i musklaturen. Gjennomsnittsverdien (\pm standard avvik) for kvikksølvinnhold i hvit musklatur fra ryggen var $0,08 \pm 0,02$ mg Hg/kg våtvekt. Den høyeste verdien som ble funnet i en enkelt fisk var 0,13 mg Hg/kg. Dette er helt normale gjennomsnittsverdier for aure. Kvikksølvkonsentrasjonen i muskel hos aure fra steder antatt lite påvirket av punktkilder for kvikksølv ligger vanligvis under 0,2 mg Hg/kg (Grande, 1987). Helsedirektoratet anbefaler at fisk som inneholder mellom 0,5 og 0,7 mg Hg/kg. ikke spises mer enn to ganger pr. uke, og da er det regnet med vanlige middagsporsjoner på 200 gram. Fisk som inneholder mellom 0,3 og 0,5 mg Hg/kg. kan brukes til mat tre til fire ganger pr. uke. Kvikksølvverdiene fra auren i Storavatn er derfor så lave at fisken trygt kan spises så ofte en måtte ønske.

Gytebekker og ungfisk

Det ble fanget 40 ungfisk av aure i bekken som løper inn nær østenden av vannet (figur 1), men langt flere ble observert. En 40 meters strekning opp fra fra bekkens utløp i innsjøen ble avfisket. Siden bekken bare er ca. 0,7 meter bred, utgjorde dette et samlet avfisket areal på ca. 35 m². Tettheten av ungfisk i denne gytebekken er derfor sannsynligvis minst to fisk pr. m². Lengden på ungfisken varierte mellom 6 og 16 cm (figur 10). Tre årsklasser ble funnet; årsyngel, ett-åringer og to-åringer. Sammenholdt med funnene fra garnfisket i Storavatn viser dette at ungfisken står inntil tre år på gytebekken før den vandrer ut til innsjøen. I bekken var det noe mose og begroing, men også strekninger med grusbunn som er egnet som gytesubstrat. Bekken hadde den 19. august liten vannføring, antagelig ned mot 5 liter pr. sekund.



FIGUR 10: Lengdefordeling for 40 ungfisk av aure, fanget med elektrisk fiskeapparat i gytebekk til Storavatn 19. august 1992.

Utløpselven, Svortlandselva, sør-vest i Storavatn (figur 1) ble avfisket på nedsiden av tunnel under vei. Avfisket areal var ca. 75 m² (50 meters strekning à 1,5 meters bredde). Det ble kun fanget 5 ungfisk av aure. Flere store åler ble også observert. Lav fangst av ungfisk og rikelig begroing og vegetasjon på bunnen, bl.a. tusenblad og trådformede grønnalger, tilsier at utløpselven sannsynligvis har liten betydning som gyteområde for auren i Storavatn.

Vurdering og konklusjoner

SANITÆRBAKTERIOLOGISK TILSTAND

Den sanitærbakteriologiske tilstanden i Storavatn er preget av den menneskelige aktiviteten rundt innsjøen. Kun målingen fra august ligger så lavt at den kan sies å være på nivå med området for naturlige bakgrunnstilførsler av tarmbakterier. En stor kilde for tilførsler av tarmbakterier vil være avløp fra 600 personer med kloakkanlegg som har slamavskiller med spredning av kloakkvannet til grunnen. Dersom de sanitærbakteriologiske forholdene i Storavatn skal forbedres, vil en videre utbygging av kloakknett, med tilknytning for brukere som idag benytter slamavskillere med spredning, være nødvendig.

En annen tilførselskilde for sanitærbakterier er avrenning av husdyrgjødsel fra beitemark, gjødslede dyrkingsarealer og eventuelle utette gjødselkjellere. Disse forholdene skal tidligere ha vært undersøkt av Fylkesmannens miljøvernabdeling, men bør for ordens skyld følges opp med en kontroll av at alle gjødselkjellere i nedslagsfeltet til Storavatn (20 stk.) holder den foreskrevne tekniske standard. Dyretallet på gårdene skal også stå i rett forhold til spredearealet for husdyrgjødsel, dvs. minst 4 da spredeareal pr. gjødseldyrenhet (GDE).

NÆRINGSRIKHET

Tilførslene av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen til Storavatn fra nedslagsfeltet er fremdeles høye, til tross for kloakksaneringen som har vært gjennomført i området. Både de målte verdier i innsjøen og en teoretisk oppstilling av tilførsler viser at Storavatn mottar alt for mye næringssalter i forhold til innsjøens vannutskiftning. Det er beregnet at Storavatn i alt mottar 741 kilo fosfor pr. år, noe som er en svært høy belastning for denne innsjøen. Virkningene av næringssalttilførslene gjenspeiles i resultatene fra algeundersøkelsene, som viser høy algebiomasse i hele produksjonssesongen, og forekomst av blågrønnalger så tidlig som i mai. Kildene for tilførsel av næringssalter er stort sett de samme som for sanitærbakterier, samt tilførsler via nedbør og avrenning fra arealer i nedslagsfeltet.



I forholdsvis upåvirkede vannsystemer med naturlig balanse mellom nærings saltene kan forholdet mellom fosfor og nitrogen (P:N) være så høyt som 1:7 på vektbasis, mens selve konsentrasjonene av nærings saltene er lave; typisk under 5-7 : g/l for total-fosfor og under 150-200 : g/l for total-nitrogen. Kloakktilførsler øker nærings saltkonsentrasjoner i resipienter, særlig med hensyn til fosfor, mens nitrogenkonsentrasjoner særlig øker ved arealavrenning og gjennom langtransporterte nitrogenforbindelser som tilføres via nedbør.

Forholdet mellom fosfor og nitrogen (P:N) i Storavatn var i gjennomsnitt 1:48 fra mai til oktober 1992. Fosfor er begrensende for algevekst dersom P:N -forholdet er mindre enn 1:12. Algeveksten i Storavatn styres derfor av fosfortilgangen, til tross for at det også er funnet svært høye nitrogenverdier. Vannmassene i Storavatn har en oppholdstid på over ett år, og innsjøen har en fosfortilbakeholdelse (Vollenweider, 1976) på 51%. Dette antyder et stort potensiale for næringsresirkulering innen vannmassene.

ORGANISK BELASTNING

Den organiske belastningen er også et problem i Storavatn. Det kjemiske oksygenforbruket i vannprøver fra 0 til 6 meters dyp var i undersøkelsesperioden høyt, og det faktiske oksygenforbruket i dypvannet hadde gjennom sommeren 1992 et forløp som viser tydelige tegn på overbelastning. Den høye algebiomassen gjør at innsjøens egenproduksjon av organisk materiale er høy. I mesotrofe til begynnende eutrofe innsjøer, slik som Storavatn, vil den årlige algeproduksjonen, regnet som gram organisk karbon, typisk ligge rundt 50 g C/m²/år. Storavatns overflate er 547 000 m², og innsjøen vil derfor med denne algeproduksjonen ha en totalproduksjon på ca. 27,5 tonn organisk karbon i året. Hvis en regner at algeproduksjon foregår i seks av årets tolv måneder, gir dette en produksjon på litt under 5 tonn organisk karbon i måneden i produksjonssesongen. I Storavatn vil det være i alt 17,4 tonn oksygen løst i bunnvannet under 15 meters dyp etter omrøring i vannmassene i april. Denne oksygenmengden vil ikke fornyes før ved høstomrøringen, og vil totalt være i stand til å omsette i underkant av 5 tonn organisk karbon.

I løpet av en måned i sommerhalvåret produseres det derfor en mengde organisk karbon i Storavatn som tilsvarer hele bunnvannets kapasitet for karbonomsetning. I tillegg til innsjøens egenproduksjon av organisk karbon, som styres av mengden tilført fosfor, kommer mengdene av organisk materiale som renner til fra nedslagsfeltet. En del av karbonet vil imidlertid omsettes i overflatevannet, der tilførselen av oksygen er kontinuerlig. Karbonet kan også skylles ut av-, eller sedimenteres i innsjøen uten å bli omsatt. At ikke alt organisk materiale omsettes i bunnvannet, vises i det målte oksygenforbruket i Storavatn, som er på 3,8 tonn O₂/mnd. mellom april og august. Dette tilsvarer en omsetning av vel ett tonn organisk karbon i måneden.

Det observerte oksygensvinn i Storavatn tilsvarer et forbruk fra april til august på over 13 tonn av i alt vel 17 tonn oksygen tilgjengelig i dypvannet under 15 meter. I Storavatn vil dermed alt oksygen i bunnvannet forbrukes innen et halvt år etter vårsirkulasjonen. En kan derfor konkludere med at den organiske belastningen i Storavatn langt overskrider innsjøens evne til selvrensing. Innsjøen vil om høsten kunne få helt oksygenfritt bunnvann, med påfølgende produksjon av hydrogensulfid (H₂S). Oksygenmålinger utført i regi av VANANDA-prosjektet i september 1990 viser det samme bildet som våre målinger fra i år: Markert oksygensvinn i bunnvannet etter sommeren. Dette indikerer at den organiske belastningen har vært stabilt høy i Storavatn i de senere år.

METALLER

I denne undersøkelsen ble det analysert for metallinnhold i sedimenter og kvikksølvinnhold i aure fra Storavatn. I sedimentprøvene var det høye innholdet av *kadmium* mest oppsiktsvekkende, fordi nivåene her lå fem til ti ganger over det som er normalt i innsjøsedimenter på Vestlandet (Rognerud og Fjell, 1990). Siden det drives aktivt jordbruk i Storavatns nedslagsfelt, kan en mulig tilførselskilde for kadmium være kunstgjødsel. Det brukes ca. 65 tonn kunstgjødsel pr. år i dette området, og kadmium kan sies å være et "biprodukt" som representerer en forurensing en får på kjøpet ved bruk av slik gjødsel. Andre tilførselskilder for kadmium er langtransporterte tilførsler fra atmosfæren og utvasking av kadmium fra berggrunn ved sur nedbør.



Opptak av tungmetaller i fisk skjer nesten utelukkende gjennom fiskens fødeinntak, ved at fisken spiser næringsdyr som har fått i seg tungmetaller f.eks. fra sedimentet. Tungmetalloptak i akvatiske organismer skjer også direkte fra vann. Det er ikke undersøkt i hvilken grad kadmium i Storavatn overføres fra sedimenter til økosystemet og til fisk. Siden kadmium hovedsakelig akkumuleres i fiskens innvoller (lever og nyrer), skulle imidlertid et eventuelt økt kadmiuminnhold i aure i Storavatn ikke representere noen helsefare når fisken spises. Kobber og sink akkumuleres også hovedsakelig i lever, men fisk har evne til å regulere opptak og utskillelse av disse stoffene. Dette gjelder også jern (Grande, 1987). Kvikksølvinnholdet i sedimentene var ikke høyere enn det som er normalt for regionen, (Rognerud og Fjell, 1990), og heller ikke i auren ble det funnet forhøyete kvikksølvverdier i muskulaturen. Ser en dette i sammenheng med den ellers utmerkede kvaliteten på auren i Storavatn, er det ingenting som tilsier at denne fisken ikke er velegnet som menneskeføde.

ØKOSYSTEMBALANSE

Næringsalltilførslene til Storavatn fører til høy algeproduksjon. Algene vil medføre en organisk belastning på innsjøen, men vil også tjene som føde for dyreplankton. Spesielt de store vannloppene er gode algespisere. Disse kan derfor bidra til å kontrollere algemengden i innsjøen. Fra juni til oktober 1992 var det ganske store bestander av vannloppen Daphnia longispina i Storavatn. Dette er en forholdsvis stor vannloppe, som effektivt filtrerer alger fra vannmassene. Den forekommer imidlertid bare i innsjøer der beitepresset fra dyreplanktonspisende fisk er lavt. I Storavatn finnes det trepigget stingsild (Gasterosteus aculeatus), og denne fiskearten er en effektiv dyreplanktonspiser. I innsjøer der stingsilden danner tette bestander er de større dyreplanktonartene vanligvis kraftig nedbeitet, samtidig som algebiomassen er relativt høy. Beitepresset på plankton fra stingsild vil imidlertid kunne være under kontroll dersom stingsilden selv er utsatt for rovfisk som f.eks. stor aure. Auren virker på stingsilden gjennom to forskjellige prosesser:

1) Auren kan spise stingsild, og på den måten redusere stingsildbestanden direkte.

2) Når stingsilden utsettes for fiskespisende aure vil den forlate de åpne vannmasser til fordel for strandsonen, der den kan finne skjul for auren. Auren begrenser og kontrollerer dermed stingsildens utbredelse og fordeling. Dette åpner for fremvekst av større vannloppebestander i de frie vannmasser. Disse mekanismene er tidligere påvist både i naturlige innsjøsystemer og i eksperimentelle storskalaforsøk (Jakobsen m.fl., 1988; Lehmann, 1990).

I Storavatn finnes en bestand av relativt storvokst aure som sannsynligvis idag virker på stingsilden som beskrevet ovenfor. Prøvefisket i Storavatn viser at tettheten av aure er moderat til lav, slik at selv om også auren inkluderer dyreplankton i dietten, så balanseres denne effekten av at auren kan holde stingsilden unna de åpne vannmasser, der stingsilden ellers hadde beitet ned dyreplanktonet. Den beste gytebekken til auren i Storavatn har høy yngeltetthet, -over to ungfisk pr. kvadratmeter, men vil på grunn av sin beskjedne størrelse ikke rekruttere særlig store mengder ungfisk til innsjøen. Rekrutteringen vil være i størrelsesorden et par hundre fisk i året. Dersom aurebestanden derfor etterhvert blir for liten, vil auren ikke lenger ha noen markert effekt på stingsilden. Hvis bestanden derimot gjennom ubegrensede utsettinger blir for stor, vil også auren kunne utøve et økt beitepress på dyreplanktonet. De begrensede gytemulighetene til auren i Storavatn gjør det imidlertid relativt enkelt å optimalisere bestandens størrelse. En riktig forvaltning av aurebestanden i Storavatn vil dermed også i fremtiden kunne medvirke til kontroll av algeveksten i innsjøen.

EGNETHETSVURDERING

Ut fra innsjøens beliggenhet og tilstand synes det relevant å vurdere Storavatns egnethet som drikkevannskilde og som lokalitet for bading og fritidsfiske.



Drikkevann

Innsjøen plasseres på bakgrunn av forurensingsklassifiseringen for de målte vannparametre til klasse 3 i SFTs system: "God vannkvalitet kan først oppnås etter omfattende behandling, dvs. f.eks. fullrensing (kjemisk felling), samt eventuell behandling for å fjerne lukt og smak" (SFT, 1989).

Bading

SFT baserer seg på kvalitetskrav til badevann gitt av SIFF i 1976. Vannet i innsjøen tilfredsstillende kravene til badevannskvalitet bortsett fra farge, der verdiene i Storavatn er noe høye. Sanitærbakteriekonsentrasjonene i Storavatn er imidlertid ikke høyere enn at bading trygt kan tilrådes. Blågrønnalgen *Anabaena floss aqua* kan være giftig, men slekten *Anabaena* var ikke observert i store mengder i Storavatn i 1992. En skal eventuelt drikke mye vann før det får konsekvenser, og dersom disse algene opptrer i så store mengder, vil ikke bading virke særlig fristende. Problemene med bading og eventuell forekomst av giftige alger er små.

Fritidsfiske

SFT vurderer egnethet for sportsfiske ut fra hvilke fiskearter og fiskestørrelser som forekommer, ut fra naturforhold/tilgjengelighet og ut fra vannkvalitet. Auren i Storavatn er relativt stor og hurtigvoksende, har fint fettinnhold og god rødfarge i kjøttet, og har lavt kvikksølvinhold i muskulaturen. Vannkvaliteten i Storavatn er tydeligvis ikke noe problem for auren. Avstand til fiskeplasser fra vei er kort. Det er ikke organisert noe grunneierlag i forbindelse med Storavatn. Bømlø kommune er pålagt å sette ut fisk i Storavatn, og har i den sammenheng et meget godt samarbeide med jeger- og fiskerforeningen. Ut fra dette skulle innsjøen være velegnet til sportsfiske. (Se SFT, 1989).

ANBEFALINGER OG TILTAK

Fosforbelastning

For å oppnå tilfredsstillende forhold i Storavatn vil det være nødvendig å redusere tilførslene til innsjøen fra nedslagsfeltet betraktelig. Både bakteriekonsentrasjoner, næringssaltkonsentrasjoner, algemengder og oksygenforbruk tilsier at tilstanden i innsjøen er dårlig. Det viktigste tiltaket vil være å redusere fosforbelastningen til innsjøen, siden fosfor styrer primærproduksjonen i Storavatn. Dessuten samvarierer flere av de øvrige forurensingsfaktorene godt med fosfortilførslene. I dagens situasjon kommer det omtrent like store bidrag av fosfor fra landbruket som fra husholdningskloakker, beregnet til hhv. 368 og 329 kg fosfor pr. år. Dette, sammen med øvrige tilførsler, gir en samlet fosforbelastning på 741 kg pr. år (= 1,35 g fosfor pr. m² innsjøoverflate/år). Dersom en vil være sikret en stabil tilstand i innsjøen, med minimal fare for blågrønnalge-oppblomstringer og oksygenvinn i bunnvannet, bør ikke fosforbelastningen være høyere enn ca. 0,2 g fosfor pr. m² innsjøoverflate pr. år, dvs. ca. 115 kg fosfor pr. år. Reduksjoner i fosfortilførsler kan en oppnå som skissert i tabell 6.



TABELL 6: Forslag til reduksjoner i fosfortilførsler til Storavatn.

FOSFORKILDE	% REDUKSJON	RESULTAT
Landbruket	85 %	-313 kg P
Husholdningskloakk	95 %	-313 kg P
Annet	0 %	-0 kg P
Tilførsler idag	100 %	741 kg P
Totale reduksjoner	84 %	-626 kg P
Rest	16 %	115 kg P

Reduksjoner i tilførsler fra landbruket vil kunne oppnås dersom gårdbrukere blir flinkere til å foreta gjødselplanlegging, og leverer jordprøver til analyse for å få undersøkt næringsstatus i jorden. Deretter kan gjødselmengdene som brukes bedre justeres i forhold til gjødslingsbehovet. Forbud mot høst- og vinterspredning av gjødsel bør håndheves, samtidig som gjødselmengdene som spres i vekstsesongen må stå i forhold til spredearealet (4da/GDE). Likeledes bør gårdbrukere oppfordres til nedmolding innen 1-2 døgn av gjødsel som er spredd på åpne åkre. Eventuelle lekkasjer av gjødsel og pressaft fra lagre vil kunne reduseres gjennom tekniske oppgraderinger av driftsbygninger. Det bør også vurderes om kantbeplantning av jorbruksarealer med grense mot innsjøen kan være hensiktsmessig og effektivt for å fange opp avrenning.

Reduksjoner i tilførsler fra husholdningskloakker vil en kunne oppnå ved en videre utbygging av kloakknett, med tilknytning til offentlig kloakk av de 600 brukere som i dag får kloakken spredd i grunnen.

Siden landbruket og husholdningene bidrar med omtrent like store fosfortilførsler, vil nytteverdien av prosentvise reduksjoner være omtrent lik for de to kildene. Det er imidlertid sannsynlig at kostnadene ved kloakksanering er høyere enn de samlede kostnader ved begrensning av landbrukstilførsler. Men reduserte landbrukstilførsler til Storavatn vil ikke alene være nok til å nå et belastningsnivå som er akseptabelt. Det kan derfor være nyttig å starte med å redusere tilførsler fra landbruket, for deretter på sikt å følge opp med videre kloakksanering. Det er i denne sammenhengen viktig å merke seg at enhver tilførselsreduksjon vil være en utvikling til det bedre. Selv om en i første runde bare skulle klare å redusere fosforbelastningen til 0,4-0,5 g P pr. m² innsjøoverflate/år (. 250 kg P/år), så vil dette likevel være et betydelig skritt i riktig retning.

Fisk

Auren ser med dagens individ- og bestandsstørrelse ut til å ha en god funksjon i Storavatn. Det vil være ønskelig å opprettholde denne for også ad biologisk vei å kunne kontrollere algeveksten, samt for å få et attraktivt sportsfiske. Den undersøkte gytebekken i østenden av innsjøen (figurx-kartet) bør derfor sikres. Den har i dag god fiskeproduksjon, men er liten, med periodevis lav vannføring, og vil derfor være svært sårbar for forurensing eller tekniske inngrep i nedslagsfeltet. Det anbefales at ethvert inngrep i nedslagsfeltet til denne bekken vurderes nøye på forhånd, slik at en unngår tilslamming og plutselige eller langvarige vannstandsreduksjoner i bekken. Samtidig bør kloakkledninger i eller nær bekkens trasé befares, for å sikre mot lekkasjer. Siden yngelproduksjonen allerede er god, er det ingen grunn til å iverksette tiltak for bedring av fiskeproduksjonen i denne bekken. Slike tiltak kan ha utilsiktede effekter, som kan skade mer enn de gavner.



Fiskeutsettinger i denne bekken må derfor *ikke* forekomme, da fisketettheten i bekken nå er maksimal. Eventuelle utsettinger bør isteden foregå direkte i innsjøen. Det bør da benyttes minst ett-årig settefisk av Storavatns egen stamme og det bør heller ikke settes ut mer enn noen få hundre settefisk hvert år. Setter en ut store mengder fisk kan en få næringskonkurranse og redusert vekst hos auren, med påfølgende økt press på dyreplanktonet i innsjøen. Det er også viktig at settefisken, som er å betrakte som oppdrettsfisk, ikke antallsmessig blir den naturlig forekommende fisken overlegen. Et godt alternativ til utsettinger kan være å tilrettelegge også andre småbekker i Storavatn som gyteområder for aure. Dette kan bestå i oppryddinger, fjerning av oppgangshindre, utlegging av gytegrus, bygging av kulper, lokalisering av forurensingskilder etc.

Lav fangst av ungfisk og rikelig begroing og vegetasjon på bunnen, bl.a. av tusenblad og trådformede grønnalger, tilsier at utløpselven, Svortlandselva, sannsynligvis har liten eller ingen betydning som gyteområde for auren i Storavatn. Elven er preget av forholdene i Storavatn, og tiltak vil være de samme som for innsjøen. Dersom bunnarealene i denne elven med tiden frigjøres for begroing, etter reduksjoner av tilførsler til Storavatn, er det tenkelig at auren kan benytte den som gyteområder.

Siden tettheten av aure i Storavatn er moderat til lav, frarådes garnfiske. Sportsfiske med stang vil utøve et mye lavere beskatningspress på auren enn fiske med garn.



SELSVATN

Lokalitetsbeskrivelse

GEOGRAFI OG NATURGRUNNLAG

Selsvatn ligger i Bømlo kommune, like nordøst for Bremnes og Storavatn (UTM: 32V KM 880 364. Kartblad 1114-I, i M 711 -serien). Høyde over havet er 18 meter. Selsvatn renner ut til sjøen, Selsfjorden i nord, via en ca. 450 meter lang utløpselv som går ut fra innsjøens vestende. Innsjøen ligger i det samme geologiske område som Storavatn. De vestligste områdene rundt innsjøen har mest til felles med de rikere områdene i Storavatns nedslagsfelt, mens de østlige delene er mer dominert av fjell, myr og lynchhei.

NEDSLAGSFELTBESKRIVELSE

Nedslagsfeltet til Selsvatn, inkludert selve innsjøoverflaten, er 3,63 km² stort, og ligger for det alt vesentlige under 60 m.o.h. Det består av 0,55 km² innsjøoverflate, 0,25 km² dyrket mark, 0,27 km² beitemark og 0,5 km² skog. Det resterende arealet er spredt bebygget og er av typen blandet, naturlig skog, samt fjell, myr, lynchhei og udyrkede områder. Det drives aktivt jordbruk og husdyrhold i området. Det bor ca. 95 personer i nedslagsfeltet, hvorav ingen er tilknyttet offentlig avløpssystem. Hollundsdalen industriområde, med fem industribedrifter, ligger delvis innenfor nedslagsfeltet. Dette området er imidlertid tilknyttet det offentlige avløpssystemet og overløpsvannet er ledet separat til Storavatn.

INNSJØBESKRIVELSE

Lengdeaksen i Selsvatn går nordøst-sørvest. Morfologisk er innsjøen noe mindre kompleks enn Storavatn. Den har to omtrent like store bassenger, et i nordøst og et i sørvest, begge med maksimaldyp på over 50 meter (figur 11). Bassengene er adskilt av et 30 meter dypt sund. Den forholdsvis store dybden i dette sundet vil muliggjøre relativt god vannutveksling mellom de to bassengene selv under situasjoner med termisk lagdeling av vannmassene. Sett under ett er Selsvatn forholdsvis dypt, med et gjennomsnittsdyp på 19,2 meter (tabell 7). Det har ca. 43 % av volumet over 10 m dyp.

TABELL 7: Morfometriske data for Selsvatn.

MORFOMETRISK FORHOLD SELSVATN	DATA
Høyde over havet	18 m
Største dyp	54 m
Overflate uten øyer	0,55 km ²
Nedslagsfelt uten innsjøen	3,1 km ²
Forhold nedslagsfelt og innsjø	6,6
Innsjøvolum	10,54 millioner m ³
Middeldyp	19,2 m



FIGUR 11: Dybdekart over Selsvatn. Kartet baserer seg på transekter målt med ekkolodd 12. mai 1992. Vannprøvene ble tatt ved det dypeste punkt i det østlige basenget.



VANNUTSKIFTING

Den årlige middelavrenning i nedslagsfeltet til Selsvatn er 40 l/s/km² (NVE, 1987). Med et samlet nedslagsfelt, inkludert innsjøoverflaten, på 3,63 km² gir dette en årlig tilrenning på 4,58 millioner m³. Den gjennomsnittlige vannutskiftingen blir da på 0,43 ganger pr. år, hvilket medfører at oppholdstiden for vannet i innsjøen blir 2 år og 4 måneder. Gjennomsnittlig hydrologisk belastning,- forholdet mellom tilrenning og innsjøens areal, er 8,33 m³/m²/år (forkortes til m/år).

TEORETISKE FOSFORTILFØRSLER

I tabell 8 finnes en oversikt over tilførselskilder og -mengder av fosfor til Selsvatn. Forutsetningene for beregningene av det samlede fosforbudsjett baserer seg bl.a. på LENKA-arbeidet (Ibrekk, 1988) og på retningslinjer fra NIVA/JORDFORSK (Holtan og Åstebøl, 1990).

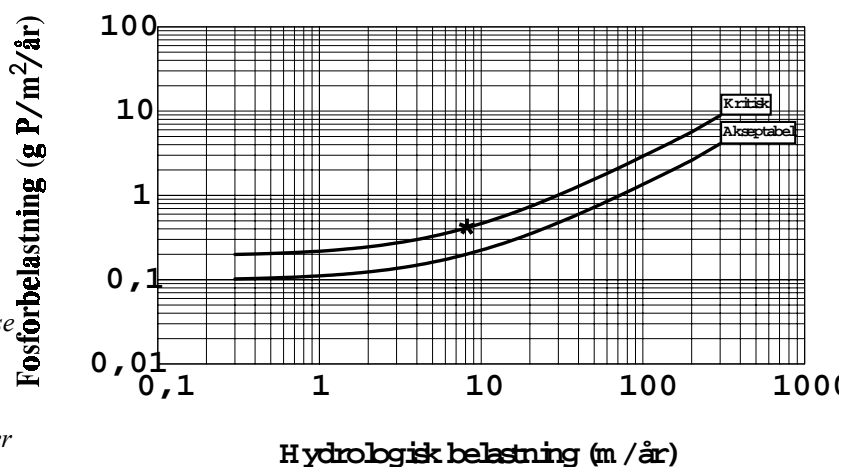
TABELL 8: Oversikt over tilførsler av fosfor til Selsvatn. Datagrunnlaget baserer seg på innhentede opplysninger fra teknisk etat og landbruksetaten for Bømlo kommune, samt på areal- og tilførselsberegninger foretatt av Rådgivende Biologer as.

TILFØRSELSKILDER SELSVATN	FOSFOR (kg/år)	GRUNNLAG
Husdyrgjødsel	108,0	33 Melkekyr, 39 ungdyr, 224 vinterf. sau, 7 avlspurker, 30 slaktegris. 10% av utgjødslet fosfor renner av til resipient.
Handelsgjødsel	8,3	16 tonn 18-3-15, 6 tonn 22-2-12. 1,5% av utgjødslet fosfor renner av til resipient.
Gjødselkjellere	2,2	Relatert til antall og type husdyr.
Pressaft	10,5	
Melkerom	3,1	
Dyrket mark	17,5	250 da, 70 kg P avrenning pr. km ² pr. år
Kulturskog	3,5	500 da, 7 kg P avrenning pr. km ² pr. år
Husdyrbeite	1,9	269 da, 7 kg P avrenning pr. km ² pr. år
Fjell/myr/lynghei	12,4	2060 da, 6 kg P avrenning pr. km ² pr. år
Nedbør på innsjøoverflate	16,5	550 da, 30 kg P tilførsel pr. km ² pr. år
Husholdningskloakk	52,0	95 personer tot., alle med spredning av kloakkvann til grunn. 75% av fosforet renner av til resipient.
SUM	235,8	

Vurderes disse næringssalttilførslene opp mot Selsvatns vannutskifting, mottar det en teoretisk fosforbelastning som, i følge Vollenweider (1976), ligger på grensen av det en innsjø med denne hydrologiske belastning kan tåle (figur 12). En tilførsel på 236 kilo fosfor årlig, eller 0,43 gram fosfor pr. kvadratmeter overflate er dermed en belastning i denne innsjøen. Fordeles denne tilførselen ut på hele tilrenningen til innsjøen, blir det en gjennomsnitts-konsentrasjon i tilrenningsvannet på 51 : g fosfor pr. liter. Fosfor-tilbakeholdelsen i Selsvatn er ca. 60%. Dette gir et godt grunnlag for resirkulering av næring innen innsjøens økosystem.



FIGUR 12: Vollenweider-diagram for Selsvatn viser sammenhengen mellom næringssaltbelastning som gram fosfor pr. kvadratmeter vannoverflate pr. år langs y-aksen og vannfjernerpr. overflate, $m^3/m^2/år$ eller $m/år$ (=hydrologisk belastning) langs x-aksen. Den nederste kurven antyder øvre grense for teoretisk "akseptabel" fosforbelastning, og den øverste viser grensen for "kritisk" belastning. Situasjonen i Selsvatn er plottet med *.



Tilstandsbeskrivelse

BAKTERIOLOGISK STATUS

Den sanitærbakteriologiske tilstanden er også i Selsvatn preget av den menneskelige aktiviteten rundt innsjøen. Forholdene er imidlertid noe bedre enn i Storavatn, fordi konsentrasjonene av tarmbakterier gjennomgående er lavere i Selsvatn (tabell 9). Vurdert i forhold til SFTs klassifisering vil innsjøen likevel være forurenset av grad 2: "Moderat avvik fra forventet naturtilstand" (SFT, 1989). Selsvatn plasseres til denne forureningsgraden på grunnlag av bakteriekonsentrasjonen fra 12. mai (tabell 9). Bekken fra Rubbestad, som løper inn i viken like vest for Vassneset, i vestenden av Selsvatn, ble observert som tilsynelatende sterkt forurenset 19. august, og en vannprøve fra denne lokaliteten ble derfor innhentet ved neste prøvetaking, 6. oktober. Bekken er etter alt å dømme en stor tilførselsåre for tarmbakterier, ettersom det i denne vannprøven ble funnet 120 tarmbakterier pr. 100 ml. Vurdert i forhold til SFTs klassifisering vil bekken være forurenset av grad 3: "Markert avvik fra forventet naturtilstand" (SFT, 1989).

TABELL 9: Bakteriologi- og vannkjemidata for Selsvatn, mai til oktober 1992. Vannkjemiprøven ble tatt fra blandprøve 0-6 meter. Bakterierprøven ble tatt i overflaten. Bakterietallene listet under 24. juni stammer fra vannprøve tatt 2. juli, fordi bakteriologiprøver fra 24. juni ble ødelagt under analysering.

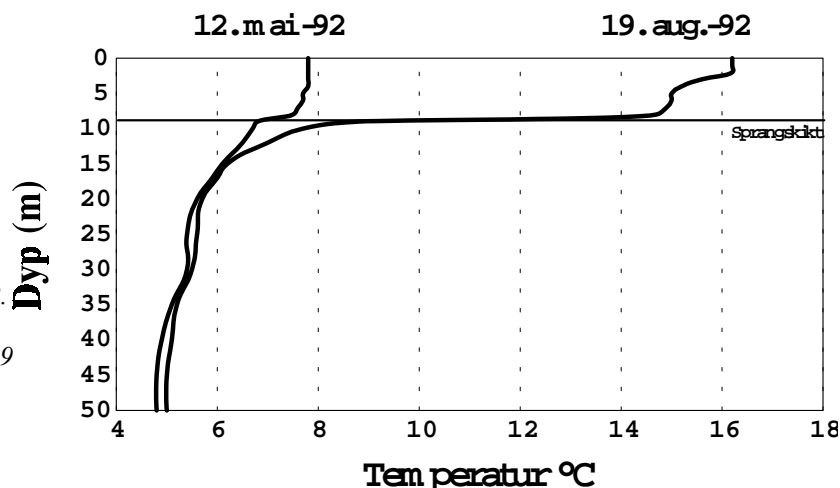
Dato	12. mai	24. juni	19. august	6. oktober
Koliforme bakt./100 ml	30	42	3	350
E. coli /100 ml	12	0	0	2
Surhet (pH)	7,12	7,10	6,95	6,80
Konduktivitet (mS/m)	6,7	8,2	7,4	8,0
Kj. O ₂ -forbruk Mn (mg O/l)	4,55	3,77	4,32	4,80
Fargetall (mg Pt/l)	48	30	32	35
Turbiditet (FTU)	0,67	0,57	0,84	0,74
UV-transmisjon (% 5 cm)	19	22	23	18
Ammonium (mg NH ₄ -N/l)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Tot.-fosfor (: g P/l)	15	5	7	6
Tot.-nitrogen (: g N/l)	360	360	370	440



TEMPERATUR

Temperaturprofiler ble målt ved det dypeste punkt også i Selsvatn 12. mai og 19. august (figur 13). Temperaturen i overflatevannet økte fra 7,8°C i mai til 16,2°C i august, men har helt sikkert vært betydelig høyere, antakelig over 20°C, i den meget varme perioden fra slutten av mai og i juni. I bunnvannet økte temperaturen bare ubetydelig fra 4,8°C i mai til 5,0°C i august. Som i Storavatn var den termiske skikningen etablert allerede i mai på 9 meters dyp, selv om den i Selsvatn var noe mindre skarp. Den lå fortsatt på 9 meters dyp i august. I innsjøer som Selsvatn vil omrøring vanligvis skje fra midten av november.

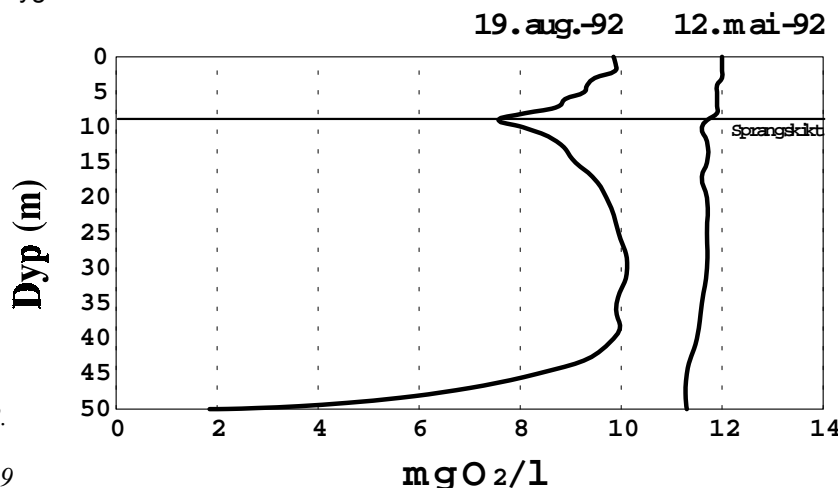
FIGUR 13: Temperaturprofiler for Selsvatn, målt ved innsjøenes dypeste punkt i mai og august 1992. Det termiske sprangskiktet er markert som en horisontal linje på 9 meters dyp.



OKSYGEN

Oksygenprofilene fra Selsvatn viser at innsjøen er mindre belastet av tilførsler enn Storavatn (figur 14). Også her var det i mai full oksygenmetning (100 %) i overflaten. Begynnende oksygenforbruk i bunnvannet kunne observeres, men denne effekten var mindre fremskredet enn i Storavatn. I august viste oksygenprofilen et økt oksygenforbruk i sprangskiktet, mens i bunnvannet var denne effekten kun betydelig på 50 meters dyp (14 % O₂-metning ved 50 m). I de store volumene av bunnvann mellom 15 og 45 meter var det imidlertid ikke markert oksygenvinn.

FIGUR 14: Oksygenprofiler for Selsvatn, målt ved innsjøenes dypeste punkt i mai og august 1992. Det termiske sprangskiktet er markert som en horisontal linje på 9 m dyp.



Gjennomsnittlig volumvektet oksygenkonsentrasjon i bunnvannet under 15 meters dyp vil ha sunket fra 12,4 mg O₂/l i april til 9,6 mg O₂/l i august. Det er en total nedgang på 2,8 mg O₂/l på tre og en halv måned, eller 0,8 mg O₂/l pr. måned. Målt som tonn O₂ forbrukt i den samme perioden, gir dette en nedgang fra 54,4 til 42,2 tonn O₂ totalt løst i bunnvannet.



KJEMISK OKSYGENFORBRUK

Den høyeste verdi for kjemisk oksygenforbruk i en vannprøve fra Selsvatn ble funnet i oktober (4,80 mg O/l) (tabell 9). Vurdert i forhold til SFTs klassifikasjon vil også denne innsjøen være forurenset av grad 2: "Moderat avvik fra forventet naturtilstand" (SFT, 1989). Sesongvariasjonen i verdiene ligner situasjonen i Storavatn, med høyest verdier vår og høst og lavere verdier under klarvannsfasen midtsommers.

Den organiske belastningen i bekken fra Rubbestad var meget høy. Vannprøven som ble tatt i bekken 6. oktober hadde fargetall på 60 mg Pt/l, turbiditet på 7,6 FTU og et kjemisk oksygenforbruk på 16,7 mg O/l. For parametrene turbiditet og kjemisk oksygenforbruk vil bekken være forurenset av grad 4: "Stort avvik fra forventet naturtilstand" (SFT, 1989).

SURHET

Også Selsvatn hadde gode pH-verdier i hele undersøkelsesperioden. Overflatevannet hadde pH-verdier mellom 7,12 i mai og 6,80 i oktober, med gjennomsnitt på 6,99 (tabell 9). Nedslagsfeltet til Selsvatn har noenlunde samme geologi og avsetningsforhold som Storavatn. Når Selsvatn likevel er litt surere enn Storavatn, skyldes dette sannsynligvis at algeproduksjonen her er noe lavere. Dermed får en ikke de samme markerte effektene av forskyvning av bikarbonat-likevekten gjennom fotosyntese.

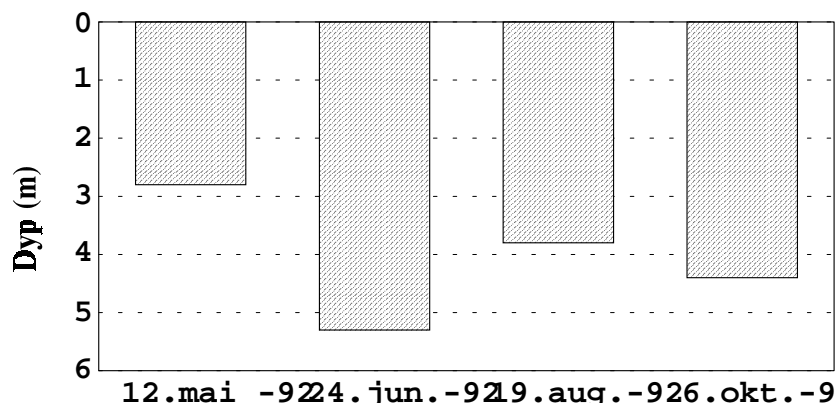
NÆRINGSSALTER

Fosfor- og nitrogenkonsentrasjonene var forholdsvis høye i Selsvatn gjennom undersøkelsesperioden (tabell 9), men lavere enn i Storavatn. Total-fosfor (P) konsentrasjonen i blandprøver fra 0 til 6 meter varierte mellom 15 : g P/l i mai og 5 : g P/l i juni. Gjennomsnittsverdien var 8,3 : g P/l. Forventet naturtilstand (SFT, 1989) for fosforkonsentrasjoner i innsjøer i dette området er 4 : g P/l (Johnsen m.fl., 1992). Vurdert i forhold til SFTs klassifikasjon vil innsjøen dermed være forurenset av grad 2: "Moderat avvik fra forventet naturtilstand" (SFT, 1989). Total-nitrogen konsentrasjonen varierte mellom 440 : g N/l i oktober og 360 : g N/l i mai og juni. Gjennomsnittsverdien var 383 : g N/l. Vurdert i forhold til SFTs klassifikasjon vil innsjøen være forurenset av grad 3: "Markert avvik fra forventet naturtilstand" (SFT, 1989). Det gjennomsnittlige P:N -forholdet i undersøkelsesperioden i Selsvatn var 1:46. Fosfor er derfor det styrende element for algevekst også i Selsvatn.

I bekken fra Rubbestad ble det i vannprøven fra 6. oktober funnet ekstremt høye verdier for total-fosfor og total-nitrogen, hhv. 570 og 3200 : g/l. For disse næringssaltene vil bekken være forurenset av grad 4: "Stort avvik fra forventet naturtilstand" (SFT, 1989). Fosforkonsentrasjonen i bekken var nærmere 300 ganger høyere enn i innsjøen på denne datoen, og nitrogenkonsentrasjonen over 7 ganger høyere. P:N -forholdet i bekken var ca. 1:6. Den høye fosforandelen tyder på forurensing fra husdyrgjødsel, evt kloakk. Bekken kan derfor anses for å være en viktig tilførselskilde for næringssalter til innsjøen.

SIKTEDYP

Siktedypet i Selsvatn varierte mellom knapt 3 meter i mai og vel 5 meter i juni (figur 15). Det gjennomsnittlige siktedypet for de fire undersøkelsesdatoene var 4,1 meter. Vurdert i forhold til SFTs klassifikasjon vil innsjøen være forurenset av grad 2: "Moderat avvik fra forventet naturtilstand" (SFT, 1989). Det forholdsvis store siktedypet i juni sammenfaller med de laveste verdiene for farge og turbiditet (tabell 9), med middels algemengde (figur 16), og med relativt høy vannloppetetthet (tabell 11) i underøkelsen fra Selsvatn.



FIGUR 15: Siktedyp målt med Secchi-skive i Selsvatn, i perioden mai til oktober 1992.

METALLER

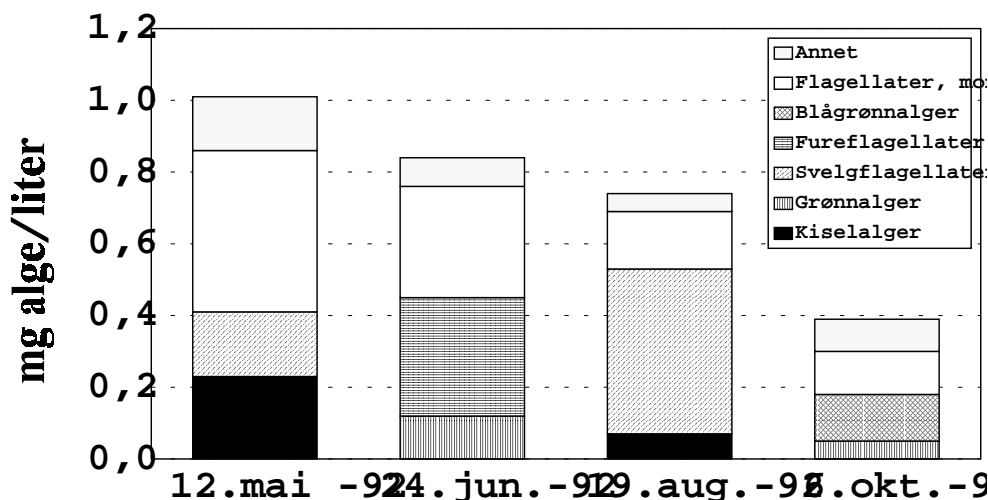
Metallkonsentrasjonene i Sedimenter i Selsvatn var generelt litt lavere enn i Storavatn (tabell 10), bortsett fra kadmium, der konsentrasjonen var litt høyere. Konsentrasjonene av kadmium er fem til ti ganger høyere enn normalt for Vestlandet, i henhold til Rognerud og Fjell (1990). Aktuelle kilder for kadmiumstilførsel kan være atmosfæriske og naturlige tilførsler, samt kunstgjødsel, da det drives aktivt jordbruk i nedslagsfeltene.

TABELL 10: Metallkonsentrasjoner i overflatesedimentet i Selsvatn. Prøvene ble tatt med Kajak-henter i viken innenfor Rundeholmen og i viken vest for Vassneset, på hhv. 6 og 10 meters dyp. Måleverdiene er oppgitt i mg/kg tørrvekt av sediment.

METALL	V.RUNDEHL (mg/kg TV)	V. VASSNS (mg/kg TV)	SNITT (mg/kg TV)
Kvikksølv (Hg)	0,16	0,13	0,15
Kadmium (Cd)	2,29	2,50	2,40
Kobber (Cu)	24,3	34,1	29,2
Jern (Fe)	25,1	30,9	28,0
Bly (Pb)	12,0	36,0	24,0
Sink (Zn)	220	260	240

ALGER

Algemengden i blandeprøver fra de øverste 6 metrene i Selsvatn varierte mellom 1,01 mg/l i mai og 0,39 mg/l i oktober (figur 16). Den gjennomsnittlige algemengden var 0,75 mg/l, altså vesentlig lavere enn nivået i Storavatn. Algemengdene i Selsvatn tilsvarer i følge Rensvik (1983) mengder for en lite til middels næringsrik (svakt mesotrof) innsjø. Typene alger, og den en-toppete fordelingen i algemengde som forekom i Selsvatn i 1992 samsvarer også med denne karakteristikken.



FIGUR 16: Algetyper og -mengder i Selsvatn, i perioden fra mai til oktober 1992. For fullstendig algeliste; se vedlegg, tab.12.

I mai var samfunnet dominert av mindre flagellater og monader, samt av kiselalger (*Nitzschia* sp., *Asterionella* sp.) og svelgflagellater (*Rhodomonas* spp., *Chryptomonas* sp.). I juni besto samfunnet også av mindre flagellater og monader, samt fureflagellater (*Ceratium* sp.) og grønnalger (*Chlamydomonas* sp., *Ankistrodesmus* sp.). Svelgflagellater (*Chryptomonas* sp.) dominerte i august, mens først i oktober kom blågrønnalger inn som den største gruppen (*Gomphosphaeria* sp., *Anabaena* sp.) (figur 16). Grønnalgen *Chlamydomonas* sp., som ble funnet i juni, skiller seg litt ut i denne sammenheng. Den opptrer vanligvis i innsjøer som er noe mer næringsrike enn Selsvatn.

DYREPLANKTON

Dyreplanktonsamfunnet i Selsvatn lignet i grove trekk på samfunnet i Storavatn, ettersom det hadde en divers plankton sammensetning gjennom hele undersøkelsesperioden, med et vidt størrelsesspekter av planktontyper representert (tabell 11). En viktig forskjell var at den dominerende dafnie-arten i Selsvatn var *Daphnia galeata*. Denne vannloppen er litt mindre enn *D. longispina*, som dominerte i Storavatn. *D. galeata* finnes ofte i innsjøer med moderat mengde planktonspisende fisk, f.eks. i innsjøer med noe tettere aurebestander eller røyebestander. I Selsvatn forekom også store bestander av hoppekreps og hjuldyr. Som i Storavatn fantes hjuldyrene i høyest antall i mai, før vannloppene hadde etablert tette bestander. Planktonsamfunnet i Selsvatn gjenspeiler dermed et system som er presset av predasjon fra fisk, men tilstedeværelse av vannloppene viser at predasjonstrykket ikke er ekstremt. Dette sikrer at vannmassene i Selsvatn får god filtering for alger, noe som viser igjen i klarvannsfasen i juni (se figur 15 og 16). Vannloppearten *Bytotrephes longimanus*, samt svevemygglarver (*Chaoborus flavicans*), kan også være gode indikatorer på at beitepresset fra planktonspisende fisk er moderat.



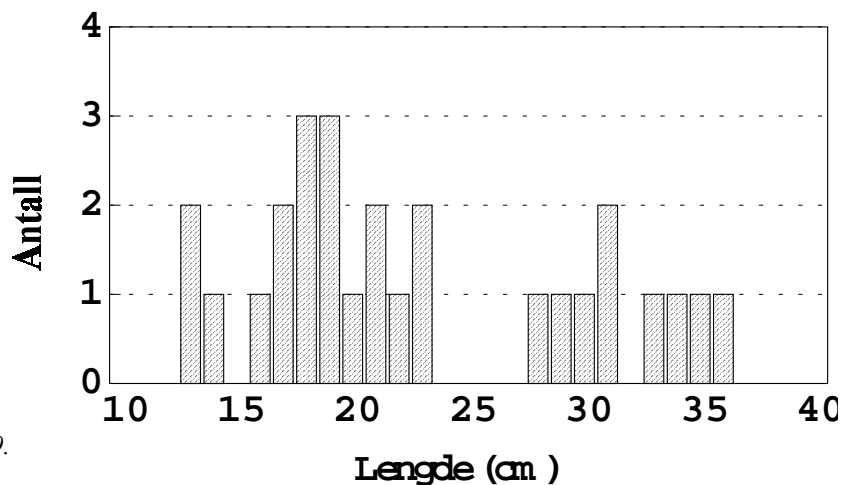
TABELL 11: Dyreplankton typer og -mengder i Selsvatn, i perioden fra mai til oktober 1992. Prøvene er innsamlet med et vertikalt hovtrekk fra 30 til 0 meters dyp ved innsjøens dypeste punkt. Tall markerer antall individer i prøven, mens en eller flere "X" markerer tilstedeværelse og relativ mengde av den aktuelle art/gruppe.

Dato	12. mai	24. juni	19. august	6. oktober
VANNLOPPER (Cladocera):				
<u>Daphnia galeata</u>	5	320	175	170
<u>Bosmina longispina</u>	23	72	60	150
<u>Bytotrephes longimanus</u>		7	20	1
<u>Leptodora kindti</u>		17	1	5
<u>Diaphanosoma brachyurum</u>		x	200	8
<u>Holopedium gibberum</u>	1			
HOPPEKREPS (Copepoda):				
<u>Cyclops scutifer</u>	4000	5000	300	100
<u>Eudiaptomus gracilis</u>	50	470	220	250
Nauplier (hoppekrepslarver)	x	x	xx	xx
HJULDYR (Rotifera):				
<u>Asplancha priodonta</u>	xxxx		x	x
<u>Trichocera porcellis</u>	x			
<u>Keratella cochlearis</u>	x	x	x	x
<u>Keratella quadrata</u>	xx	x		
<u>Keratella hiemalis</u>	x			
<u>Kellicottia longispina</u>	x		x	
<u>Filinia sp.</u>	x			
<u>Polyarthra sp.</u>	x			
<u>Conochilus sp.</u>		x		
<u>Testudinella patina</u>			x	
ANNET:				
<u>Svevemygglarver (Chaoborus flavicans)</u>		x	x	x

FISK

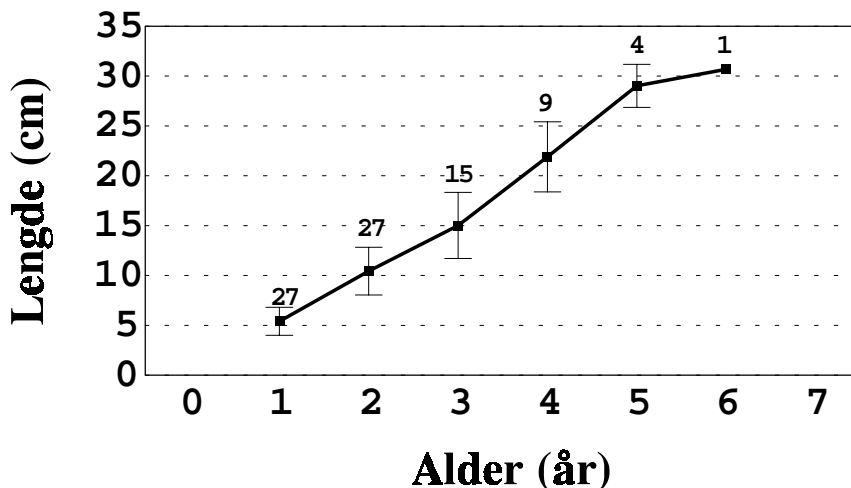
Bestanden i innsjøen

Under garnfisket i Selsvatn den 19. august, i området innenfor Rundeholmen i vestenden av vannet (figur 11), ble det på en tilsvarende garnserie som i Storavatn fanget 27 aure. I tillegg til aure finnes det trepigget stingsild og sannsynligvis ål i Selsvatn. Auren som ble fanget i Selsvatn var fra to til seks år gammel. Dette tyder på at i hvert fall en del av ungfisken står på gytebekkene i inntil to år. Lengden varierte fra 13 til 36 cm (figur 17), og vekten fra 20 til 572 gram.



FIGUR 17: Lengdefordeling for 27 aure, fanget med garn i Selsvatn 19. august 1992.

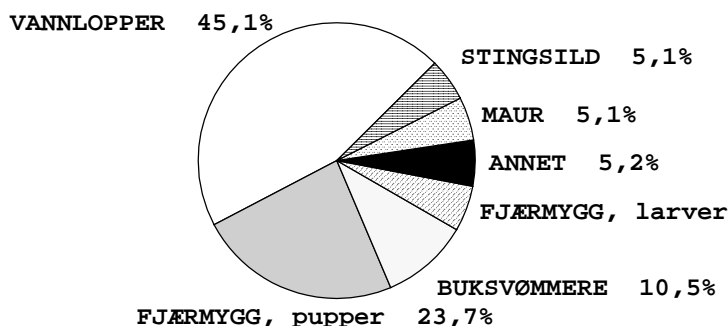
Tilveksten, tilbakeregnet fra skjellavlesninger, var i overkant av 5 cm/år de første tre leveårene. Etter dette økte den til rundt 7 cm/år, som er forholdsvis god tilvekst for innlandsaure (figur 18). Den gjennomsnittlige kondisjonsfaktoren var på 1,12. Dette er en middels til god kondisjon, som viser at auren har gode næringsforhold. Indeksen for invollsfett var i snitt 2,04 og kjøttfargen var lys rød. Figur 18 antyder at veksten stagnerer ved seks års alder, men her baserer kurven seg på data fra kun en enkelt fisk. Det er likevel normalt at vekststagnasjon inntreffer når fisken blir eldre og bruker forholdsvis mer energi til reproduksjon enn til vekst. En grunneier i Selsvatn rapporterer imidlertid om fangst av fisk med vekt opp mot åtte hekto, som da vil være over 40 cm lang.



FIGUR 18: Årlig tilvekst for aure fra Selsvatn, tilbakeregnet fra avlesning av skjell. Tall over kurven angir antall fisk som ligger til grunn for beregningen.

Diett

Vannlopper (Cladocera) utgjorde nesten halvparten av dietten til auren i Selsvatn i august (figur 19). I tillegg hadde den spist fjærmyggpupper og -larver (Chironomidae), maur (Hymenoptera), buksvømmere (Corixidae) og enkelte andre næringsdyr. Også stingsild inngikk i dietten. Dette viser at auren på denne tiden brukte både de frie vannmasser, strandsonen og bunnområder som næringsområder.



FIGUR 19: Relativ fordeling av næringsdyr funnet i mageprøver fra 20 aure fanget med garn i Selsvatn 19. august 1992.

Kvikksølv

I alt 15 aure fra Selsvatn ble undersøkt for innhold av kvikksølv (Hg) i muskulaturen. Gjennomsnittsverdien (\pm standard avvik) for kvikksølvinnhold i hvit muskulatur fra ryggen var $0,12 \pm 0,02$ mg Hg/kg våtvekt. Den høyeste verdien som ble funnet i en enkelt fisk var $0,15$ mg Hg/kg. Verdiene er en tanke høyere enn i auren fra Storavatn, men sett i forhold til normalverdier på inntil $0,2$ mg Hg/kg (Grande, 1987) er dette likevel så lave verdier at fisken trygt kan spises så ofte en måtte ønske.

Gytebekker

Bekken som løper inn fra Rubbestad, med munning i viken vest for Vassneset (figur 11), ble overfisket med elektrisk fiskeapparat. Dette ga intet resultat, og det ble raskt klart at bekken var fullstendig fisketom. Bekken rant nederst gjennom et beiteområde, og var grøftet og kanalisert og sterkt påvirket av tilførsler. Fra grunneierhold er det opplyst at denne bekken tidligere var et viktig gyteområde for auren i Selsvatn. Denne vurderingen ser ut til å kunne stemme, ettersom tilkomsten for fisk til bekken er enkel, uten fosser og bratte stryk eller andre oppgangshindre. Bekken må imidlertid på grunn av forurensningene nå anses for helt uegnet som gyte- og oppvekstområde for aure. Bekken i neste vik, helt i vestenden av vannet (figur 11), var humøs og kanalisert nederst mot vannet, men vannkvaliteten så her ut til å være bedre. Bekken er et mulig gyteområde, men dette kunne ikke fastslås, ettersom det ikke ble gitt adgang til prøvafiske der. Utløpselven fra Selsvatn (figur 11) er i viken innenfor Rundeholmen stengt av en demning, og er dermed bortimot utilgjengelig for gyting for fisken i Selsvatn.

Vurdering og konklusjoner

SANITÆRBAKTERIOLOGISK TILSTAND

Den sanitærbakteriologiske tilstanden er også i Selsvatn preget av den menneskelige aktiviteten rundt innsjøen. Forholdene er imidlertid noe bedre enn i Storavatn, med svært lave nivåer av tarmbakterier midtsommers. Kildene for tilførsler av tarmbakterier vil hovedsakelig være husdyrgjødsel, samt avløp fra 95 personer med kloakkanlegg som har slamavskiller med spredning av kloakkvannet til grunnen. Nivået av tarmbakterier i mai 1992 fører til at udesinfisert vann fra Selsvatn ikke kan klassifiseres som brukbart til drikkevann (SIFF, 1987). Verdiene er imidlertid ikke høyere enn at bading trygt kan tilrådes (SIFF, 1976). Bekken fra Rubbestad, som løper inn i viken like vest for Vassneset i vestenden av Selsvatn, er en av de større tilførselsårene for tarmbakterier, med meget høye bakterienivåer i oktober 1992. Viktige tiltak for å forbedre de sanitærbakteriologiske forholdene i Selsvatn vil være å få stanset utslippene til denne svært belastede bekken. Samtidig bør en igjen kontrollere gjødselkjellerene i nedslagsfeltet (5 stk.) og gårdenes spredeareal. Kloakksanering i området vil også virke positivt.



NÆRINGSRIKHET

Konsentrasjonene av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen i Selsvatn er forhøyet i forhold til de forventede nivå som vil være gitt gjennom naturgrunnlaget. Både de målte verdier og en teoretisk oppstilling av tilførsler viser at Selsvatn mottar for mye næringsalter i forhold til innsjøens vannutskiftning. Det er beregnet at Selsvatn i alt mottar 236 kilo ren fosfor pr. år, noe som er en litt for høy belastning for denne innsjøen. Virkningene av næringsalttilførslene gjenspeiles i resultatene fra algeundersøkelsene, som viser middels høy algebiomasse i hele produksjonssesongen. Forekomst av blågrønnalger skjer i juni, men nivåene er lave. Siden forekommer blågrønnalger igjen i oktober, og da i større mengder enn i juni. Kildene for tilførsel av næringsalter er stort sett de samme som for sanitærbakterier, samt tilførsler via nedbør og avrenning fra arealer. Bekken som renner inn fra Rubbestad hadde i oktober 1992 svært høye næringsaltkonsentrasjoner, noe som tyder på betydelig belastning fra gjødsel og/eller kloakk.

Forholdet mellom fosfor og nitrogen (P:N) i Selsvatn var i gjennomsnitt 1:46 fra mai til oktober 1992. Algeveksten i Selsvatn styres derfor av fosfortilgangen. Vannmassene i Selsvatn har en oppholdstid på over to år, og innsjøen har en fosfortilbakeholdelse (Vollenweider, 1976) på 60%. Dette antyder et stort potensiale for næringsresirkulering innen vannmassene. Innsjøen får imidlertid ikke så høye næringsalttilførsler at det er akutt fare for eutrofiutvikling.

ORGANISK BELASTNING

Den organiske belastningen er ikke et stort problem i Selsvatn. Det kjemiske oksygenforbruket i vannprøver fra 0 til 6 meters dyp var i undersøkelsesperioden høyt, men i snitt litt lavere enn i Storavatn. I svakt mesotrofe innsjøer, slik som Selsvatn, vil den årlige algeproduksjonen typisk ligge rundt 25 g C/m²/år. Selsvatns overflate er 550 000 m², hvilket med denne algeproduksjonen vil gi en totalproduksjon på 13,8 tonn organisk karbon i året. I Selsvatn vil det være i alt 54,4 tonn oksygen løst i bunnvannet under 15 meters dyp etter omrøring i vannmassene i april. Denne oksygenmengden vil totalt være i stand til å omsette over 15 tonn organisk karbon.

I tillegg til innsjøens egenproduksjon av organisk karbon, kommer mengdene av organisk materiale som renner til fra nedslagsfeltet. En del av karbonet vil imidlertid omsettes i overflatevannet, der tilførselen av oksygen er kontinuerlig. Karbonet kan også skylles ut av-, eller sedimenteres i innsjøen uten å bli omsatt.

Det faktiske oksygenforbruket i bunnvannet hadde gjennom sommeren 1992 et forløp som viser at det ikke kommer til å inntreffe markert oksygenvinn i de store bunnvannsvolumene i perioden frem til oksygeninnholdet fornyes ved høstomrøring. Oksygenforbruket representerer ingen fare for dyrelivet i Selsvatn. En kan derfor konkludere med at den organiske belastningen i Selsvatn ikke overskrider innsjøens evne til selvrensing.

METALLER

I denne undersøkelsen ble det analysert for metallinnhold i sedimenter og kvikksølvinnhold i aure fra Selsvatn. Også i Selsvatn var det høye innholdet av *kadmium* mest oppsiktsvekkende. Konsentrasjonene lå på samme nivå som i Storavatn, og kunstgjødsel vil også her være en mulig tilførselskilde, da det brukes ca. 25 tonn kunstgjødsel pr. år i nedslagsfeltet. Andre tilførselskilder for kadmium er langtransporterte tilførsler fra atmosfæren og utvasking av kadmium fra berggrunn ved sur nedbør. Det er ikke undersøkt i hvilken grad kadmium i Selsvatn overføres fra sedimenter til økosystemet og til fisk. Siden kadmium hovedsakelig akkumuleres i fiskens innvoller (lever og nyrer), skulle imidlertid et eventuelt økt kadmiuminnhold i aure i Selsvatn ikke representere noen helsefare når fisken spises.

Kvikksølvinnholdet i sedimentene var ikke høyere enn det som er normalt for regionen, og heller ikke i auren ble det funnet forhøyete kvikksølvverdier i muskulaturen. Ser en dette i sammenheng med den ellers utmerkede kvaliteten på auren i Selsvatn, er det ingenting som tilsier at denne fisken ikke er velegnet som menneskeføde.



ØKOSYSTEMBALANSE

Algeproduksjonen i Selsvatn vil ikke medføre noen stor organisk belastning i innsjøen ved dagens forhold. Dyreplankton, -spesielt vannloppene, vil imidlertid bidra til å kontrollere algemengden i innsjøen ytterligere. I hele undersøkelsesperioden fra mai til oktober 1992 var det bestander av den mellomstore vannloppen Daphnia galeata og den mindre arten Bosmina longispina i Selsvatn. Disse vannloppene forekommer ofte i innsjøer der beitepresset fra dyreplanktonspisende fisk er markert i de åpne vannmasser, og de kan derfor sies å være arter som kan sameksistere med fisk uten å bli fullstendig nedbeitet.

Prøvefisket i Selsvatn viser at tettheten av aure er moderat, men sannsynligvis høyere enn i Storavatn. Auren i Selsvatn inkluderer også dyreplankton i dietten. Fordi aurebestanden i Selsvatn er større enn i Storavatn, vil dette i denne innsjøen medføre et høyere totalt beitepress fra auren på vannlopper. Den dominerende vannloppen i Selsvatn, Daphnia galeata, er følgelig en litt mindre, og mer "fisketolerant" type enn Daphnia longispina, som finnes i Storavatn. Også i Selsvatn finnes det trepigget stingsild (Gasterosteus aculeatus), som potensielt er en stor dyreplanktonspiser. Aurebestanden i Selsvatn vil imidlertid ha den samme gunstige virkning som i Storavatn, ved at den kan kontrollere stingsildens fordeling og utbredelse. Auren er storvokst, og inkluderte i august 1992 både stingsild og stingsildegg i dietten.

De begrensede gytemulighetene til auren i Selsvatn gjør det relativt enkelt å optimalisere bestandens størrelse. En kan bedre gyteforholdene for auren ved å stanse tilførselene til bekken som renner inn fra Rubbestad, slik at denne bekken etterhvert blir restaurert som gyteområde. Den påfølgende bestandsøkningen av aure i Selsvatn vil da kunne gi grunnlag for et hardere garnfiske enn det som drives i dag, uten at de positive effektene av auren som rovfisk faller bort. En riktig forvaltning av aurebestanden i Selsvatn vil dermed være verdifullt for både for vannkvaliteten og for fritidsfisket.

EGNETHETSVURDERING

Ut fra innsjøens beliggenhet og tilstand synes det relevant å vurdere Selsvatns egnethet som drikkevannskilde og som lokalitet for bading og fritidsfiske.

Drikkevann

Innsjøen plasseres på bakgrunn av forurensingsklassifiseringen for de målte vannparametre til klasse 3 i SFTs system: "God vannkvalitet kan først oppnås etter omfattende behandling, dvs. f.eks. fullrensing (kjemisk felling), samt eventuell behandling for å fjerne lukt og smak" (SFT, 1989). Bakgrunnen for dette er bakteriekonsentrasjonen i Selsvatn fra mai 1992, da det ble funnet 12 E. coli /100 ml.

Bading

Vannet i innsjøen tilfredsstillter kravene til badevannskvalitet bortsett fra for farge, der verdiene i Selsvatn er noe høye. Sanitær bakteriekonsentrasjonene i Selsvatn er imidlertid ikke høyere enn at bading trygt kan tilrådes (SIF, 1976). Blågrønnalgen Anabaena floss aqua kan være giftig, men slekten Anabaena var ikke observert i store mengder i Selsvatn i 1992. En skal eventuelt drikke mye vann før det får konsekvenser, og dersom disse algene opptrer i så store mengder, vil ikke bading virke særlig fristende. Problemene med bading og eventuell forekomst av giftige alger er små.

Fritidsfiske

Auren i Selsvatn er relativt stor og hurtigvoksende, har fint fettinnhold og god rødfarge i kjøttet, og har lavt kvikksølvinnhold i muskulaturen. Vannkvaliteten i Selsvatn er nærmest optimal for aure, med høy pH og god oksygenmetning. Avstand til fiskeplasser fra vei er relativt kort. Det er ikke organisert grunneierlag rundt Selsvatn. Innsjøen er generelt velegnet til sportsfiske (Se SFT, 1989), og det foregår i dag fiske fra både grunneieres side og av andre med grunneieres godkjenning.



ANBEFALINGER OG TILTAK

Fosforbelastning

For å oppnå tilfredsstillende forhold i Selsvatn vil det være nødvendig med tilførselsreduksjoner til innsjøen fra nedslagsfeltet. Det viktigste tiltaket vil være å redusere fosforbelastningen til innsjøen, siden fosfor styrer primærproduksjonen i Selsvatn. I dagens situasjon kommer det større bidrag av fosfor fra landbruket enn fra husholdningskloakker, hhv. 155 og 52 kg P/år. Dette, sammen med øvrige tilførsler, gir en samlet fosforbelastning på 236 kg/år (= 0,43 g P pr. m² innsjøoverflate/år). Belastningen er ikke kritisk, men dersom en vil være sikret en stabil tilstand i innsjøen, med minimal fare for blågrønnalge-oppblomstringer, bør ikke fosforbelastningen være høyere enn ca. 0,2 g P pr. m² innsjøoverflate pr. år, dvs. ca. 115 kg P/år. Mesteparten av reduksjonen vil en kunne oppnå gjennom reduksjoner i tilførsler fra landbruket, etter samme mønster som i Storavatn. Tilførslene til bekken som renner inn fra Rubbestad peker seg her ut som en naturlig forurensingskilde å starte med. Kloakksanering i området vil virke positivt, men vil være dyrere, og trenger ikke prioriteres foran landbrukstilførslene.

Fisk

Auren ser med dagens individ- og bestandsstørrelse ut til å ha en god funksjon i Selsvatn. Det vil være ønskelig å opprettholde denne for også ad biologisk vei å kunne kontrollere algeveksten, samt for å få et attraktivt fritidsfiske. Opplysninger fra grunneierhold tyder på at bekken fra Rubbestad tidligere var en god gytelokalitet, før den ble ødelagt av tilførsler.

Den moderate bestandstettheten av aure i Selsvatn indikerer at auren har brukbare gyteforhold idag. Dersom bekken fra Rubbestad etter fjerning av forurensingskilder restaureres som gyteområde, vil dette gi grunnlag for en noe tettere bestand av aure i innsjøen. Det bør også vurderes hvorvidt kantbeplantning av denne bekkens grense mot jordbruksarealer kan være effektivt for å fange opp avrenning. Slik beplantning vil også gi ly og skygge for ungfisk. Siden innsjøen ikke er hardt algebelastet, ser vi ingen betenkeligheter med dette fiskeforsterkningstiltaket, dersom økt bestandstetthet av aure i Selsvatn samtidig kompenseres for i form av mer garnfiske.



DE ENKELTE PARAMETRENE

FARGETALL

Angir farge på vannet som mg Pt/l, og høye verdier antyder feks. humuspåvirkning. Det finnes dessverre ennå ikke noe fullgodt klassifiseringssystem for fargetall, men det inngår i en estetisk vurdering av drikkevannskvalitet.

SURHETSGRAD

Surhetsgrad uttrykker balansen mellom syre og base i vannet, angitt som pH. pH er den negative logaritmen til H^+ -ione konsentrasjonen. Fire målinger i vannprøver gjennom et sommerhalvår er ikke noe fullgodt utgangspunkt for vurdering av forsurenings situasjonen, da pH kan variere relativt mye over kort tid. Fire prøver kan således være for lite til at de fanger opp eventuelle ekstrem situasjoner. For nøyere vurdering av dette i vassdrag anbefales biologiske indikatorer.

Surhetsgraden påvirkes også av biologisk aktivitet i en innsjø. Høy algeproduksjon forbruker mye CO_2 , noe som påvirker pH via bikarbonat-buffersystemet. I høyproduktive system er således pH-verdier på 9 - 10 ikke uvanlig på solrike sommersdager. På tilsvarende måte, bare omvendt, vil høy biologisk aktivitet i dypere vannmasser produsere CO_2 , med påfølgende forskyvning av pH til surere verdier.

TURBIDITET

Turbiditet angir mengden små partiler i vannmassene som kan reflektere hvitt lys. Vanligvis er partikkelinnholdet lavt i norske vassdrag, fra 0.5-1.0 F.T.U. (Formazin Turbidity Unit), eller enda lavere. Humuspåvirkning kan gi høyere verdier.

I Innsjøer vil den naturlige planteplanktonproduksjonen gi høyere verdier. En vil dessuten forvente et godt samsvar mellom turbiditet og siktedypet i innsjøen, og dersom partiklene er av organisk opprinnelse,- også et godt men motsatt samsvar med kjemisk oksygenforbruk.

KONDUKTIVITET

Er et mål for vannets evne til å lede elektrisk strøm, og er ved lave saltholdigheter et godt mål på mengden salter tilstede i vannet. Ledningsevne er en viktig parameter for å undersøke skiktningsforhold i vannmassene i systemer som er påvirket av sjøvann. Dessuten kan høy ledningsevne være en god indikator på at vannet har gode bufferegenskaper, og således god motstandsdyktighet mot påvirkning av sur nedbør.

KJEMISK OKSYGENFORBRUK/PERMANGANATTALL

Angir kjemisk oksygenforbruk (KOF) uttrykt ved mengde av oksydasjonsmiddelet kalium-permanganat ($KMnO_4$) som medgår pr. liter vann. Høye verdier forteller om mye organisk materiale som kan være både i oppløst eller partikulær form. Permanganattallet kan regnes om slik at en får uttrykt osydasjonen av organisk materiale i oksygenforbruk, -mg O/l.

Naturlig tilførsel av organiske forbindelser til et innsjøsystem kan komme fra myr (humusstoffer), vegetasjonen rundt og langs tilførselselvene, samt fra produksjonen i selve innsjøen. I sterkt humuspåvirkede systemer vil det være stor variasjon i verdiene, hvor 10 - 15 mg O/l ikke behøver å være uvanlig. Organiske forurensninger stammer vanligvis fra kloakk, jordbruksaktivitet eller fra utslipp fra industri som treforedlingsbedrifter.



NÆRINGSSALTER

Nitrogen og fosfor utgjør de viktigste grunnstoffene for planteveksten i våre vann og vassdrag. Oftest vil planteveksten i ferskvann være proporsjonal med mengde tilgjengelig fosfor, men forholdet mellom næringssaltene kan også være med å påvirke sammensetningen av algesamfunnet. Vanligvis styrer fosfor planteveksten, dersom forholdet mellom fosfor og nitrogen (P:N) er mindre enn 1:12.

Næringsrikhet er et sentralt klassifikasjonsgrunnlag for tilstanden i innsjøer, og gjenspeiler de samlede tilførsler både naturlige fra nedslagsfeltet og fra tilsig av avløpsvann og gjødsel fra landbruksaktivitet.

BAKTERIOLOGI

Innhold av tarmbakterier gir informasjon om tilførsler av kloakkvann og avrenningsvann fra jordbruksvirksomhet. Naturlig skal det ikke være Escherichia coli (eller termotolerante koliforme bakterier) i en 100 ml vannprøve. Denne bakterien er således en hensiktsmessig indikator for fekal forurensing. Bakterien formere seg ikke i naturlige vannforekomster, den har en halvveringstid (temperaturavhengig) på ca ett døgn, og vil således være nylig tilført.

Også andre koliforme bakterier finnes i kloakkvann/ekskremitter, og disse inngår i klassifikasjonssystem for vannkvalitet og for vurdering av drikkevannskvalitet. Sykdoms-fremkallende bakterier forekommer også i kloakk i varierende grad.

ALGEPLANKTON

Algeplanktonet i en innsjø vil variere naturlig gjennom sommersesongen der mengde og forløp av sammensetningen av typer avhenger av både næringssaltkonsentrasjon og beitepress fra dyreplanktonet. For vurdering av algeplanktonets mengde og sammensetning i forhold til næringsrikhet av innsjøen, finnes det enkle systemer.

DYREPLANKTON

Typer og mengder av dyreplankton gjenspeiler innsjøens vannkvalitet, næringsrikhet og fiskesamfunn. I innsjøer med potensiale for stor algevekst, kan dyreplankton gjennom filtrering av alger fra vannet bidra til å redusere belastningen på innsjøens økosystem. Planktonspisende fisk kan beite ned bestander av store dyreplankton, som er effektive algespisere. Dette vil kunne medføre økt algevekst i innsjøen.

TUNGMETALLER

Tungmetaller er skadelige for levende organismer, og akkumuleres oppover i næringskjeder. I fisk er det særlig kvikksølv som lagres i muskulatur. Særlig høye kvikksølvkonsentrasjoner finnes ofte i store og gamle rovfisk fra innsjøer eller vassdrag som er kvikksølvforurenset. Disse fiskene står ofte øverst i næringskjeder med mange ledd, noe som åpner for effektiv akkumulering av de aktuelle metallene.



VURDERINGSSYSTEM BENYTTET

SFTs VANNKVALITETSKRITERIER FOR FERSKVANN

Statens Forurensningstilsyn (SFT 1989) har utarbeidet et omfattende system for vurdering av vannkvalitet i ferskvannssystemer. Dette er bygget opp rundt et solidt erfaringsmateriale fra norske forhold, og baserer seg på at alle målinger skal relateres til en FORVENTET NATURTILSTAND. Avviket mellom den OBSERVERTE TILSTAND og den forventede naturtilstand blir så klassifisert som FORURENSNINGSGRAD.

Naturtilstandene og de observerte tilstandene er oppdelt i TILSTANDSKLASSER rangert fra 'I' til 'IV', der 'I' er laveste ("reneste") og 'IV' er den høyeste ("saftigste") klassen. Forurensningsgraden angir da forskjellen mellom de to tilstandene etter et tilsvarende fire-delt system, nummerert fra 1 til 4:

Forurensningsgrad 1 = Lite eller ikke påvisbart avvik fra naturtilstanden.

Det opprinnelige økosystem er intakt. Klassen inneholder både næringsfattige, humøse og middels næringsrike vannforekomster.

Forurensningsgrad 2 = Moderat avvik fra naturtilstanden.

Moderat endring i produksjon av plankton, begroing og bunndyr. Liten endring i livsvilkårene for laksefisk. Mikroorganismer (bakterier) kan være tilstede i betydelige mengder.

Forurensningsgrad 3 = Markert avvik fra naturtilstanden.

Organismesamfunnets artssammensetning og produksjonsvilkår er vesentlig endret. Kan være mye heterotrofe organismer (Bakterier, sopp og protozoer) tilstede. Reproduksjon av laksefisk er sterkt begrenset. Vannet er hygienisk sett utilfresstillende.

Forurensningsgrad 4 = Stort avvik fra naturtilstanden.

Økosystemet er helt ute av balanse. Gjerne dominans av blågrønnalger og heterotrofe organismer. Oksygenmangel forekommer. Laksefisk forekommer *vanligvis* (vår tilføyelse) ikke.

Et slikt klassifiseringssystem er etablert for mange parametre som inngår i ferskvannsbiologiske undersøkelser, og gir et verdifullt sammenligningsgrunnlag for enhver undersøkelse. I tillegg er det utarbeidet opplegg for hvordan prøvene bør samles inn, for hyppigheten av innsamlingene, samt databearbeidelse for tolkning av resultatene mot de aktuelle klassifiseringssystem. Problemet er imidlertid at det ikke finnes noe nøyaktig og samstemt system for fastsetting av naturtilstanden. I denne rapporten er det gitt naturtilstand for fosfor.

TEORETISK BEREGNING AV VANNUTSKIFTING

En vesentlig faktor i beregning av innsjøers tålegrense er vannutskiftingsraten for innsjøen. Den er avhengig av hvor mye vann som renner inn og hvor stort volum som skal skiftes ut.

Volumberegning:

Det er tegnet dybdekart for Storavatn og Selsvatn, basert på tilgjengelig informasjon og ekkoloddinger i mai 1992. Volumet i disse er regnet som summen av de enkelte skiktens volum, - beregnet ut fra arealene de forskjellige tegnede dybdekonturene utgjør.

Vanntilførsel:

Vannavløp inn til de enkelte innsjøer er regnet som produkt mellom nedslagsfeltets størrelse og spesifikk arealavrenning for det spesifikke nedslagsfeltet hentet fra avrenningskart over Norge (NVE 1987).



TEORETISK BEREGNING AV TILFØRSLER

For å kunne vurdere om innsjøene mottar mer næringsstoffer enn det de tåler, har det vært nødvendig å anslå innsjøenes tilførsler av næringsstoffet fosfor. Dette stammer fra følgende vesentlige kilder:

- Tilførsel fra avrenning fra nedslagsfeltet, der type arealer er avgjørende for tilført mengde.
- Tilførsler av kloakk fra bebyggelse i området.
- Tilførsler av gjødsel etc. fra husdyr i nedslagsfeltet, eller gjødsel spredd i feltet.

Arealavrenning:

Forutsetningene for beregningene av det samlede fosforbudsjett baserer seg bl.a. på LENKA-arbeidet (Ibrekk, 1988) og på retningslinjer fra NIVA/JORDFORSK (Holtan og Åstebøl, 1990). Verdiene for de ulike areal typer og tilførselskilder finnes i tabellene 2 og 8.

Husdyrgjødsel:

Husdyrs gjødselproduksjon pr. år kan omregnes til GDE (GjødselDyrEnheter). En GDE tilsvarer produksjon av 15 kg fosfor pr. år, dvs. litt mer enn den mengde fosfor en melkeku produserer i året. For enkelhets skyld er det antatt at hvert gårdsbruk har tilstrekkelig spredeareal til å fordele gjødselen som produseres på gården pr. år (= 4da/GDE). Dermed kan en benytte standard avrenningsfaktorer for næringsstoffer fra de gjødslede arealene til innsjøer og vassdrag.

VOLLENWEIDERS TÅLEGRENSEVURDERING FOR INNSJØER

Vollenweider (1976) presenterte et stort materiale av innsjøer der sammenhengen mellom vannutskifting og næringssalttilførsel ble koblet mot den generelle tilstanden i innsjøene. Han satte så opp grenseverdier for både "akseptabel" og "kritisk" belastning til innsjøene av fosfor,- også kalt "tålegrense". Variablene her er tilførsler av næringsstoffet fosfor og vannets utskiftingsrate.

Vurderingene i dette systemet gjøres ut fra et "Vollenweider-diagram", der HYDROLOGISK BELASTNING føres langs x-aksen, og NÆRINGSSALTBELASTNING langs y-aksen. Hydrologisk belastning er forholdet mellom vannets middeldyp og omsetningstid for vannmassene (middeldyp = volum/areal, omsetningstid = volum/tilrenning pr. år), og har benevnelse meter/år. Næringssaltbelastningen uttrykkes som tilførsel av fosfor pr. kvadratmeter innsjøoverflate (gram P/m²), fordi den totale produksjon i innsjøen er relatert til de øverste metrene av vannsøylen,- altså overflaten heller enn volumet.

Systemet er i hovedsak utviklet for store og dype innsjøer, og ikke basert på norsk erfarings-materiale. Fortolkningene må derfor vurderes som det de er,- grove indikasjoner på tingenes tilstand, og således gir de verdifull informasjon.

Vollenweider (1976) utviklet også en formel for hvor store andeler av fosfortilførselen som holdes tilbake i innsjøene (fosfor-retensjon). Dette er en funksjon av vannets oppholdstid i innsjøen, og er interessant når det er snakk om å vurdere omfang av indre gjødsling og akkumulering av næring i en innsjø. Formelen er som følger, der R = retensjonen og T_w = vannets oppholdstid i år:

$$R = \frac{1}{1 + \%1/T_w}$$



SIFFs KRITERIER FOR DRIKKEVANN

Statens Institutt for Folkehelse har utarbeidet rettningslinjer (SIF 1987) for vannkvalitet for drikkevann mht. bakteriologi og et bredt spekter av kjemiske og estetiske parametre som går på graden av bruksmessige forhold i tillegg til de hygieniske forhold. Klassifiseringen er tredelt, med gitte normer for de enkelte klassene:

God vannkvalitet:	Betegner vann som er helsemessig betryggende og bruksmessig tilfredsstillende. Ved valg av grenseverdier er det tatt hensyn til mulig framtidig utvikling i vannkilden.
Mindre god vannkvalitet:	Betegner vann som er helsemessig betryggende, men ikke alltid fullt ut bruksmessig tilfredsstillende.
Ikke tilrådelig vannkvalitet:	Betegner vann som enten ikke er helsemessig betryggende eller bruksmessig tilfredsstillende. Slik vannkvalitet kan ikke nyttes til drikkevann uten nærmere vurdering av hvilke bruksmessige parametre som overskrides. Helserelaterte parametre skal ikke overskrides.

SYSTEM FOR VURDERING AV ØKOLOGISK BALANSE

Algemengde, sammensetning av algetyper og sesongforløp av algetyper gjennom sommerhalvåret avhenger av næringstilførsel og mengdeforholdet mellom de tre viktige næringsstoffene, - nitrogen, fosfor og silisium. Sammenhengen mellom næringsrikhet og algesammensetning har vært kjent av økologer gjennom mange år, og utallige systemer har vært utarbeidet for å kvantifisere denne sammenhengen. NIVA (Rensvik 1983) har tilpasset en del av disse systemene til norske forhold, og presentert en sammenheng mellom ulike parametre og næringsrikhet for klassifisering av vannkvalitet. Systemet omhandler enkelte algetyper, maksimum algevolum, gjennomsnittlig algevolum i vekstperioden og næringsstoffkonsentrasjoner.

Plankton-økologi-gruppen (PEG) innen det Internasjonale Biologiske Program (IBP) har utviklet et modellopplegg for planktonsuksessjon i innsjøer gjennom vekstperioden, og beskriver algesamfunnet og dets utvikling som en funksjon av næringstilgang og beitepress fra dyreplankton (Sommer m.fl. 1986).

Det er en klar sammenheng mellom de typene av dyreplankton som finnes i et system og mengden fisk i innsjøen (Hrbacek m.fl. 1961; Brooks & Dodson 1965). I systemer med mye planktonspisende fisk, er det ikke bare færre dyreplankton generelt, men det er også andre og mindre typer som dominerer. I fravær av fisk, vil ofte store vannlopper kunne dominere. Dyreplanktonssammensetningen gjenspeiler således både mengde fisk og typer fisk som er tilstede i et system (Zaret 1981).

Store *Daphnia* (vannlopper) som *D. magna* finnes bare i fisketomme og gjerne middels næringsrike små lokaliteter, mens *D. longispina* finnes i større innsjøer med moderate bestander av planktonspisende fisk. Ørret-innsjøer på Vestlandet har ofte denne vannloppen i varierende mengde. I systemer med tettere bestander av fisk, og da gjerne med røye (*Salvelinus alpinus*), vil det være den mindre *D. galeata* som dominerer. I innsjøer med store bestander av små fisk, - gjerne trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*), vil det meste av de store krepsdyreplanktonformene være borte, og de mindre hjuldyrene (rotatoria) dominerer systemet totalt.

Videre er det kjent at store vannlopper heller ikke trives i næringsrike systemer med virkelig store mengder blågrønnalger. Dette fordi disse algene kan tette til filtreringssystemet hos dyrene, slik at de får problem med fødeopptaket, samtidig som eventuelle giftproduserende alger også hemmer fødeopptaket hos dyrene. Det er da vanlig at vannloppene søker ned på dypere vann med lavere næringstilbud og dårlige vekstbetingelser generelt i slike innsjøer, med det til følge at bestandene blir små og forsvinner.



De til nå beskrevne vurderingssystem har omhandlet ett eller til nød to nivå i næringskjedene i ferskvannøkosystemene og hvordan det ene kan påvirke/påvirkes av det andre. Slike interaksjoner forplanter seg i næringskjedene og i økosystemet, og kan ha stor betydning for den samlede vannkvalitet i en innsjø. De fem aktuelle nivå er:

- 1) Næringsalter taes opp av
- 2) Algeplankton, som spises av
- 3) Dyreplankton, som spises av
- 4) Små, planktonspisende fisk,- som spises av
- 5) Store rovfisk

Dersom denne kjeden er i noenlunde balanse, vil ikke algene kunne blomstre uhemmet, fordi det alltid er effektive dyreplankton som kan kontrollere dem. Dersom nivå 5 mangler, vil altfor mange småfisk kunne fjerne dyreplanktonet, slik at algene slipper uhemmet til. Dersom rovfiskbestanden (nivå 5) blir overtallig og småvokst, vil den kunne fungere som nivå 4, og vil dermed belaste dyreplanktonet. Dersom nivå 1 er for stort vil heller ikke dyreplanktonet greie å kontrollere algene, som i tillegg vil kunne domineres av "uspiselige" alger som blågrønnalger.

Et balansert system er således i stand til å takle en større nærings saltbelastning og likevel opprettholde en god vannkvalitet, i motsetning til et ubalansert system som fort vil kunne bli dominert av store algeoppblomstringer med innslag av blågrønnalger.



HENVISNINGER

- BROOKS, J.L. & S.I.DODSON 1965.
Predation, body size and composition of zooplankton.
Science 150, sidene 28-30.
- GRANDE, M. 1987.
Bakgrunnsnivåer av metaller i ferskvannsfisk.
NIVA-rapport 1979, 34 s.
- HOLTAN, H. & S.O.ÅSTEBØL 1990.
Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder.
NIVA - JORDFORSK rapport, O-89043 og O-892301, 53 sider.
- HRBACEK, J. m.fl. 1961.
Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association.
Verh.Internat.Verein.Limnology XIV, sidene 192-195.
- IBREKK, H.O. 1988
Beregning av forurensningstilførsler til sjøområder. Forenklet metode.
LENKA-metode nr. 9.3, 20 sider.
- JAKOBSEN, P.J., JOHNSEN, G.H. og LARSSON, P. 1988.
Effects of predation risk and parasitism on the feeding ecology, habitat use and abundance of lacustrine three-spined stickleback.
Can. J. Fish. Aq. Sci. 45, 426-431.
- JOHNSEN, G.H., LEHMANN, G.B. & BJØRKLUND, A.E. 1992.
Tilstand og status for vatn og vassdrag i Hordaland.
Rådgivende Biologer AS rapport nr. 63.
- LEHMANN, G.B. 1990.
Sekundæreffekt av predasjon fra regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) på populasjonstetthet og livslengde hos trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) i Eikelandsvatn.
Hovedfagsoppgave ved Zoologisk museum, Universitetet i Bergen, 47 sider.
- NVE 1987.
Avrenningskart over Norge. Referanseperiode 1.9.1930 - 31.8.1960.
NVE. Vassdragsdirektoratet, Hydrologisk avdeling, Kartblad nr. 1.
- RENSVIK, H. 1983
Vurderingssystem for vannkvalitet i innsjøer og elver.
NIVA-rapport 1667, 75 sider.
- ROGNERUD, S. og E. FJELD 1990.
Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk.
Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 426/90. ISBN 82-90031-60-2. 87 s.
- SFT 1989.
Vannkvalitetskriterier for ferskvann.
Statens Forurensningstilsyn.



SIFF 1976.

Kvalitetsnormer for drikkevann.
Statens Institutt for Folkehelse, 72 sider.

SIFF 1987.

Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - Vann for omsetning - Badevann.
Statens Institutt for Folkehelse, ny revidert utgave.

SOMMER, U., Z.M.GLIWICZ, W.Lampert & A.DUNCAN 1986.

The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters.
Arch.Hydrobiol. 106, sidene 433-471.

VOLLENWEIDER, R.A. 1976

Advances in defining critical loading levels for phosphorous in lake eutrophication.
Mem.Ist.Ital.Idrobiol., 33, sidene 53-83.

ZARET, T.M. 1981.

Predation and freshwater communities.
Yale University Press.



VEDLEGG

TABELL 12: Alger fra Selsvatn, i perioden mai til oktober 1992. Antall er oppgitt i millioner celler/l. Mengde er oppgitt i mg/l.

Grupper	12.mai		24.juni		19.aug.		6.okt.	
	Antall	Mengde	Antall	Mengde	Antall	Mengde	Antall	Mengde
KISELALGER								
<u>Asterionella sp.</u>	0,44	0,0704	0,0016	0,0026	0,44	0,0704	0,004	0,0008
<u>Melosira sp.</u>							0,005	0,002
<u>Tabellaria sp.</u>			0,0016	0,0013	0,0006	0,0006	0,0038	0,0038
<u>Nitzschia sp.</u>	1,39	0,139						
Diatomè ubest.	0,08	0,016						
Total mengde:		0,2254		0,0039		0,071		0,0066
GRØNNALGER								
<u>Eudorina sp.</u>							0,0168	0,0153
<u>Chlamydomonas sp.</u>					0,12	0,0108		
<u>Chlorella sp.</u>	0,135	0,0101	0,44	0,065	0,14	0,0105	0,1	0,0075
<u>Ankistrodesmus sp.</u>	0,36	0,018	0,08	0,05	0,03	0,0015	0,03	0,0015
<u>Gloeococcus sp.</u>							0,0156	0,0218
<u>Scenedesmus sp.</u>	0,14	0,0084	0,0006	0,0001	0,0002	0,00001		
<u>Dictyosphaerium sp.</u>					0,0024	0,0002	0,01	0,0007
<u>Staurastrum sp.</u>			0,0002	0,0004	0,001	0,002	0,0004	0,0008
<u>Micrasterias sp.</u>							0,0002	0,00056
<u>Pleurococcus sp.</u>					0,0192	0,0022		
Desmidaceae					0,0004	0,0003	0,0054	0,0005
Chlorophyceae ubest.					0,0316	0,0057	0,008	0,004
Total mengde:		0,0365		0,1155		0,03321		0,05266
SVELGFLAGELLATER								
<u>Rhodomonas spp.</u>	0,713	0,107	0,288	0,0432	0,49	0,0735	0,12	0,018
<u>Chryptomonas sp.</u>	0,068	0,068	0,0004	0,0008	0,39	0,39	0,007	0,028
Chryptophyceae ubest.			0,07	0,0056				
Total mengde:		0,175		0,0496		0,4635		0,046
GULLALGER								
<u>Mallomonas sp.</u>	0,05	0,1			0,0006	0,0012	0,0004	0,0008
<u>Dinobryon spp.</u>	0,03	0,0054	0,0062	0,0004	0,0025	0,0002		
Total mengde:		0,1054		0,0004		0,0014		0,0008
FUREFLAGELLATER								
<u>Ceratium sp.</u>			0,0056	0,28	0,0002	0,01		
<u>Peridinium sp.</u>					0,0002	0,003	0,0002	0,0004
Dinophyceae ubest.			0,03	0,0525				
Total mengde:		0		0,3325		0,013		0,0004
BLÅGRØNNALGER								
<u>Merismopedia sp.</u>			0,0166	0,0011				
<u>Gomphosphaeria sp.</u>			0,04	0,0026			0,48	0,0312
<u>Anabaena sp.</u>			0,251	0,0251			1,53	0,0994
Total mengde:		0		0,0288		0		0,1306
DIV. FLAGELLATER OG MONADER								
Ubest. flagell. >5 : m	1,59	0,2988	0,44	0,0497	0,05	0,025	0,56	0,1008
Ubest. flagell. <5 : m	0,03	0,001	6	0,168	1,17	0,1322	0,12	0,0048
Ubest. monader >5 : m	0,69	0,078	0,02	0,0023	0,15	0,0021	0,02	0,0013
Ubest. monader <5 : m	5,08	0,0711	6,64	0,0929	0,2	0,0028	3,34	0,0134
Total mengde:		0,4489		0,3129		0,1621		0,1203
UBESTEMT ALGE	0,03	0,015			0,0008	0,0001	0,14	0,028
SUM MENGDE ALLE GRUPPER:		1,01		0,84		0,74		0,39



TABELL 13: Alger fra Storavatn, i perioden mai til oktober 1992. Antall er oppgitt i millioner celler/l. Mengde er oppgitt i mg/l.

Grupper	12.mai		24.juni		19.aug.		6.okt.	
	Antall	Mengde	Antall	Mengde	Antall	Mengde	Antall	Mengde
KISELALGER								
<u>Asterionella sp.</u>	0,22	0,0352			0,026	0,0042	0,014	0,0028
<u>Melosira sp.</u>							0,14	0,056
<u>Tabellaria sp.</u>	0,022	0,022						
Diatomè ubest.	0,033	0,0066			0,02	0,004		
Total mengde:		0,0638		0		0,0082		0,0588
GRØNNALGER								
<u>Chlorogonium sp.</u>	0,02	0,0006						
<u>Chlamydomonas sp.</u>			0,03	0,0027	0,03	0,0027	0,05	0,0045
<u>Chlorella sp.</u>	0,14	0,0105	0,0032	0,0024	0,25	0,0188	0,75	0,06
<u>Ankistrodesmus sp.</u>	0,61	0,0305			0,29	0,0145	0,13	0,013
<u>Hydrodictyon sp.</u>	0,146	0,0263						
<u>Scenedesmus sp.</u>	0,07	0,0042	0,0016	0,0001				
<u>Staurastrum sp.</u>					0,0012	0,0024	0,018	0,036
<u>Seleneastrum sp.</u>							0,22	0,0066
Chlorophyceae ubest.			0,084	0,0067				
Total mengde:		0,0721		0,0119		0,0384		0,1201
SVELGFLAGELLATER								
<u>Rhodomonas spp.</u>			0,22	0,033	1,1	0,165		
<u>Chryptomonas sp.</u>	0,0104	0,0104	0,01	0,02	0,36	0,75		
Chryptophyceae ubest.			0,14	0,028				
Total mengde:		0,0104		0,081		0,915		0
GULLALGER								
<u>Mallomonas sp.</u>	0,0002	0,0004	0,0024	0,0048	0,03	0,06		
<u>Dinobryon spp.</u>			0,02	0,0013				
Total mengde:		0,0004		0,0061		0,06		0
FUREFLAGELLATER								
<u>Ceratium sp.</u>					0,026	1,3	0,0002	0,01
<u>Peridinium sp.</u>	0,001	0,015	0,0002	0,003				
Dinophyceae ubest.							0,03	0,051
Total mengde:		0,015		0,003		1,3		0,061
BLÅGRØNNALGER								
<u>Merismopedia sp.</u>					0,0064	0,0004		
<u>Gomphosphaeria sp.</u>					1,36	0,0884		
<u>Anabaena sp.</u>	0,0024	0,00019			0,098	0,0078		
Cyanophyceae ubest.	11,692	1,7538	6,22	0,933	0,215	0,0323	2,76	0,414
Total mengde:		1,75399		0,933		0,1289		0,414
ØYEALGER, ubest:							0,03	0,027
DIV. FLAGELLATER OG MONADER								
Ubest. flagell. >5 : m	0,08	0,0144	0,36	0,0407	0,53	0,0795	0,02	0,018
Ubest. flagell. <5 : m	0,24	0,0079	1,05	0,0347	0,05	0,0017	12,96	0,324
Ubest. monader >5 : m	0,02	0,0023	0,0514	0,0082	0,2	0,0462	0,03	0,0036
Ubest. monader <5 : m	1,136	0,0159	0,05	0,0007	0,81	0,0113	24,33	0,34
Total mengde:		0,0405		0,0843		0,1387		0,6856
UBEST. ALGE							0,03	0,002
SUM MENGE ALLE GRUPPER:		1,96		1,12		2,59		1,37